

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MADALENA PRISCILA DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE DO LIXIVIADO DE ATERRO INDUSTRIAL
POR PROCESSO DE BIORREATOR À MEMBRANA (MBR)**

CURITIBA

2011

MADALENA PRISCILA DA SILVA

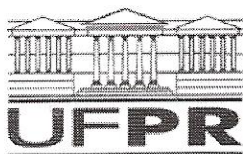
**AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE DO LIXIVIADO DE ATERRO INDUSTRIAL
POR PROCESSO DE BIORREATOR À MEMBRANA (MBR)**

Dissertação apresentada para exame de qualificação, como requisito parcial à obtenção do grau de mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Urivald Pawlowsky, Ph.D.

CURITIBA

2011



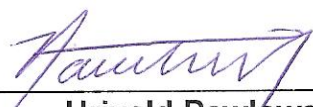
TERMO DE APROVAÇÃO

MADALENA PRISCILA DA SILVA

“AVALIAÇÃO DA TRATABILIDADE DO LIXIVIADO DE ATERRO INDUSTRIAL POR PROCESSO DE BIORREATOR À MEMBRANA (MBR)”

Dissertação aprovada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:

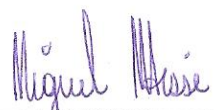


Urivald Pawlowsky
Universidade Federal do Paraná
Orientador


MEMBROS:



Maria Cristina Borba Braga
Universidade Federal do Paraná



Miguel Mansur Aisse
Universidade Federal do Paraná



Claudia Regina Xavier
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Curitiba, 27 de abril de 2011

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, Fátima e Amauri que com muito amor e sacrifício deram-me a base da educação para que eu pudesse conquistar meus sonhos. A eles dedico todo o mérito por mais uma etapa conquistada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por sua onipresença em minha vida e por propiciar tudo o que é necessário para que eu possa me tornar uma pessoa melhor. Agradeço minha família, que me dá sustentação em todos os momentos, e, é a base do que há de melhor em mim. À minha irmã e amiga Caroline A. S. Viana, pelo suporte nas horas de ausência, que foram muitas nestes últimos meses. Ao meu namorado Alexandre H. Neto, pela compreensão, companheirismo e ajuda nos longos meses de pesquisa em campo. À Natália Costa Dias, pelo auxílio na metodologia e análises laboratoriais. À Maíra Gonçalves Pereira, por sua parceria e amizade sincera. À Hábil Engenharia Ltda., pelo suporte técnico e financeiro, sem os quais não teria sido possível desenvolver esta pesquisa. À empresa Essencis, em nome de Marcelo Muraro, por todo apoio técnico que se fez necessário. À Environquip, por ceder a unidade piloto MBR. À Acquafort, em nome de Juliano Ribeiro Simões, por ceder os materiais necessários à montagem da unidade piloto. Ao LABEAM – Laboratório de Engenharia Ambiental Prof. Francisco Borsari Netto, por ceder os equipamentos para a realização das análises. Aos professores Maria Cristina Borba Braga e Miguel Mansur Aisse, pelo apoio técnico e por suas palavras de incentivo. Agradeço a todos que de alguma forma estiveram presentes no decorrer desta etapa tão importante em minha vida, cada um contribuiu de forma única para que esta pesquisa fosse possível.

“ A maioria de nós, em algum momento ou outro, é impelida, mesmo que seja breve, a ajudar a resolver os problemas da sociedade, e a maioria de nós sabe, no fundo do coração, que é nossa responsabilidade deixar o mundo um pouco melhor do que o encontramos.”

Cyril Joad

RESUMO

O lixiviado de aterro industrial caracteriza-se por sua difícil tratabilidade atribuída à baixa biodegradabilidade dos seus componentes. Tecnologias já consolidadas no tratamento de efluentes, como lodos ativados, têm baixa eficiência frente à difícil degradação biológica do lixiviado, visto que seus componentes são recalcitrantes e de alto peso molecular. O MBR (biorreator à membrana) tornou-se uma alternativa para o tratamento de lixiviado, pois une o processo de degradação biológica do sistema de lodos ativados ao sistema de ultrafiltração realizado pelas membranas. O sistema de ultrafiltração permite operar com alta concentração de sólidos no biorreator com TDH independente da idade do lodo, sem a necessidade do decantador secundário na configuração do sistema. Neste estudo foi possível avaliar a tratabilidade do lixiviado de aterro industrial pelo MBR, tendo como objetivos o estudo da cinética de biodegradação com aplicação do modelo de Eckenfelder, com variação da relação A/M de 0,1 a 0,4 kg DBO₅/kg SSV d; a operacionalidade do MBR e a eficiência do processo, com avaliação da qualidade do permeado obtido para determinados fins de reuso. Para tanto, foi calculada a média dos 5 ensaios para cada relação A/M avaliada e plotados em gráficos, em que foram determinadas as seguintes constantes cinéticas de biodegradação do lixiviado de aterro industrial: taxa de remoção de substrato (k), 0,0021 L/mg d; consumo de oxigênio (a' e b'), 1,44 kg O₂/kg DBO₅ removido e 0,14 kg O₂ na respiração endógena/kg SSV no biorreator, respectivamente. Para a produção de lodo foram determinados os valores (a e b) de 0,107 kg SSV/kg DBO₅ e 0,002 kg SSV oxidado/kg SSV, respectivamente. As eficiências alcançadas para a remoção de DBO₅, DQO, COT, nitrogênio amoniacal, SST, cor, coliformes termotolerantes e totais foram de 88%, 84%, 79%, acima de 99%, 100%, 89% e 100%, respectivamente. A qualidade do permeado produzido alcançou os padrões exigidos pela USEPA para determinados fins de reuso, como também os padrões de lançamento exigidos pela Resolução CONAMA Nº 357/05 e pela LO expedida pelo IAP para matéria orgânica. Os resultados corroboraram com pesquisas já realizadas sobre a viabilidade de se utilizar MBR no tratamento de lixiviado oriundo de aterro industrial bem como seu reuso.

Palavras chaves: MBR, biorreator à membrana, lixiviado, aterro industrial.

ABSTRACT

The industrial landfill leachate is characterized by its difficult treatability due to the low biodegradability of its components. Already consolidated technologies in the wastewater treatment, such as activated-sludge are not highly efficient for the degradation of the leachate, since its components are recalcitrant and with high molecular weight. The MBR (membrane bioreactor) became an alternative for the treatment of leachate, thus joining the process of biological degradation of the activated-sludge system with ultrafiltration membranes. The ultrafiltration system allows operating with high concentration of biomass with TDH independent of sludge age, without the secondary settler. The biological treatability was evaluated with the kinetic model of biodegradation by Eckenfelder's kinetic model, varying the F/M ratio from 0.1 to 0.4 kg BOD₅/kg MLVSS d, in addition the operability of the MBR and the efficiency of the process, were also evaluated aiming the reuse of the permeate. The values were plotted and the kinetic constants of the activated-sludge obtained. The constants and their values were: substrate removal rate (k) 0.0021 L/mg d; oxygen consumption (a' and b') 1.44 kg O₂/kg BOD₅ removed and 0.14 kg endogenous respiration/kg MLVSS in the bioreactor, respectively. For the production of sludge it was found the values of (a and b) 0.107 kg MLVSS produced/kg BOD₅ removed and 0.002 kg MLVSS oxidized /kg MLVSS, respectively. The efficiencies achieved for the removal of BOD₅, COD, COT, ammonia, TSS, color, total and thermotolerant coliforms were 88%, 84%, 79%, above of 99%, 100%, 89% and 100%, respectively. The quality of the permeate produced reached the standards required by USEPA for certain purposes of reuse, as well as reaching the emission standards required by CONAMA Resolution N° 357/05 and LO emitted by IAP for organic compounds. The results demonstrate the feasibility of using the MBR to treat the leachate coming from the industrial landfill as well as its reuse.

Keywords: MBR, membrane bioreactor, leachate, industrial landfill.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	ATERRO INDUSTRIAL CLASSE I.....	25
FIGURA 2	ATERRO INDUSTRIAL CLASSE II.....	25
FIGURA 3	FASES DE ESTABILIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DISPOSTOS EM ATERROS SANITÁRIOS.....	26
FIGURA 4	MEMBRANAS DE FIBRA OCA.....	39
FIGURA 5	ESQUEMA DO BIORREATOR COM MEMBRANA ACOPLADA EXTERNAMENTE (a) E COM MEMBRANA SUBMERSA (b).....	41
FIGURA 6	MÓDULO TIPO SUBMERSO DE MEMBRANAS DE FIBRA OCA..	42
FIGURA 7	DETERMINAÇÃO DO PARÂMETRO k	48
FIGURA 8	DETERMINAÇÃO DA TAXA DE RESPIRAÇÃO R_r	50
FIGURA 9	DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS a' E b'	51
FIGURA 10	DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS a E b	53
FIGURA 11	FLUXOGRAMA DA ETE.....	68
FIGURA 12	MONTAGEM DA UNIDADE PILOTO JUNTO À ETE.....	70
FIGURA 13	FLUXOGRAMA DO SISTEMA MBR.....	71
FIGURA 14	TQ – 5000.....	73
FIGURA 15	TQ – 3000.....	74
FIGURA 16	UNIDADE PILOTO MBR <i>ECOMEM</i>	77
FIGURA 17	PAINEL CLP DO MBR.....	78
FIGURA 18	MÓDULO TIPO CORTINA DE MEMBRANAS DE FIBRA OCA.....	79
FIGURA 19	INTERIOR DO MBR.....	80
FIGURA 20	FLUXO DO TIPO CRUZADO.....	80
FIGURA 21	MEMBRANAS COM MATERIAL RETIDO ANTES DA LAVAGEM QUÍMICA.....	83
FIGURA 22	MEMBRANAS RECUPERADAS APÓS A LAVAGEM QUÍMICA.....	83
FIGURA 23	ENSAIO DE RESPIROMETRIA.....	92
FIGURA 24	PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,1$	102
FIGURA 25	PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,15$	104
FIGURA 26	PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,2$	106
FIGURA 27	PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,3$	108
FIGURA 28	PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,4$	110

FIGURA 29	REMOÇÃO DBO_5	111
FIGURA 30	REMOÇÃO DQO.....	112
FIGURA 31	REMOÇÃO COT.....	112
FIGURA 32	IVL.....	113
FIGURA 33	TAXA DE REMOÇÃO DE SUBSTRATO.....	115
FIGURA 34	CONSUMO DE OXIGÊNIO.....	117
FIGURA 35	PRODUÇÃO DE LODO BIOLÓGICO.....	119

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	ÍONS PRESENTES NO LIXIVIADO DE ATERRO E SUAS POSSÍVEIS FONTES.....	29
TABELA 2	VALORES DOS PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADO CLASSE I.....	31
TABELA 3	VALORES DOS PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADO CLASSE II.....	32
TABELA 4	CARACTERÍSTICAS GERAIS DO PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS.....	38
TABELA 5	COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMA MBR, LAC E LAAP PARA FLUENTE SANITÁRIO.....	43
TABELA 6	PARÂMETROS OPERACIONAIS DO MBR.....	44
TABELA 7	PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES E PADRÃO DE QUALIDADE DE ACORDO COM AS CLASSES DAS ÁGUAS DO DOCES.....	62
TABELA 8	CLASSIFICAÇÃO E PARÂMETROS DO EFLUENTE CONFORME O TIPO DE REUSO.....	63
TABELA 9	PADRÕES DA USEPA PARA REUSO POTÁVEL INDIRETO.....	64
TABELA 10	CARACTERÍSTICAS CONSTRUTIVAS DA MEMBRANA DE FIBRA OCA.....	79
TABELA 11	FREQUÊNCIA DAS ANÁLISES DE CONTROLE DO PROCESSO.....	84
TABELA 12	CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO A SER TRATADO.....	86
TABELA 13	MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,1$	98
TABELA 14	MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,15$...	102
TABELA 15	MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,2$	104
TABELA 16	MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,3$	106
TABELA 17	MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,4$	108
TABELA 18	MÉDIA DOS PARÂMETROS CINÉTICOS.....	114

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

a	kg SSV produzidos/kg DBO ₅ removida
a'	kg O ₂ / kg DBO ₅ removida
ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
A/M	Alimento/microorganismo (kg DBO ₅ /kg SSV d)
AG-1	Agitador mecânico
b	kg SSV oxidado/kg SSV d
b'	kg O ₂ na respiração endógena/kg SSV d
BC-1	Bomba centrífuga do TQ-5000
BC-2	Bomba centrífuga do TQ-3000
BOD ₅	<i>Biochemical oxygen demand</i> , DBO ₅ (mg/L)
BL-1	Bomba de lodo do MBR
BS-1	Bomba de sucção do MBR
CEMPRE	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CF	Coliforme fecal
<i>CIP</i>	<i>clean in place</i> , limpeza no próprio local
CLP	Controlador lógico programável
COD	<i>Chemical oxygen demand</i> , DQO (mg/L)
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<i>CPU</i>	Control package unit, Unidade de controle de processo
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)
DQO	Demanda química de oxigênio (mg/L)
ETE	Estação de tratamento de efluente
<i>F/M</i>	<i>Food/microorganism (kg BOD₅/kg MLVSS d)</i>
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IVL	Índice volumétrico de lodo (ml/g)
K	Taxa máxima de utilização do substrato por unidade de massa de microorganismos (d ⁻¹)
k	Taxa de remoção de substrato (L/mg d)
K_d	Coeficiente de autodestruição dos organismos ou coeficiente de respiração endógena (d ⁻¹)
LAAP	Lodos ativados com aeração prolongada

LAC	Lodos ativados convencional
LO	Licença de operação
MBR	<i>Membrane bioreactor</i> , biorreator à membrana
MF	Microfiltração
MLVSS	<i>mixed liquor volatile suspended solids</i> , SSV (mg/L)
NBR	Norma Brasileira
NF	Nanofiltração
NMP	Número máximo provável
UNT	Unidade nefelométrica de turbidez
NYSERDA	<i>New York State Energy Research and Development Authority</i> , Autoridade em pesquisa e desenvolvimento da energia do estado de Nova York
OD	Oxigênio dissolvido (mg/L)
OMS	Organização Mundial da Saúde
OR	Osmose reversa
p	Pressão (kPa)
PE	Polietileno
PP	Polipropileno
PTM	Pressão transmembrana
PVC	Policloreto de vinila
Q	Vazão (L/h)
Q_{afl}	Vazão afluente (L/h)
Q_{rec}	Vazão de recirculação (L/h)
RAL-1	Reservatório de água limpa do MBR
Rr	Taxa de consumo de oxigênio
So	DBO ₅ ou DQO no afluente (mg/L)
Se	DBO ₅ ou DQO no efluente (mg/L)
SD ₃₀	Concentração de sólidos decantáveis (ml/L)
SP-1	Soprador de ar do MBR
SS	Concentração de sólidos sedimentáveis (mg/L)
SSV	Concentração sólidos suspensos voláteis (mg/L)
SST	Concentração sólidos suspensos totais (mg/L)
STD	Concentração de sólidos totais dissolvidos (mg/L)
STV	Concentração sólidos totais voláteis (mg/L)
T	Temperatura (°C)

TA-100	Tanque de armazenamento do lixiviado da ETE
TDH	Tempo de detenção hidráulico, t (d)
TE-500	Tanque de armazenamento do lixiviado e efluente industrial após tratamento físico-químico
TE-600	Tanque de armazenamento do efluente sanitário
TQ-3000	Tanque de homogeneização e neutralização
TQ-5000	Tanque de diluição e remoção do nitrogênio amoniacal
TSS	<i>Total suspended solids</i> , SST (mg/L)
UF	Ultrafiltração
UFC	Unidade formadora de colônia
USEPA	<i>United States of Environmental Protection Agency</i> , Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
V	Volume do biorreator (L)
Xa	Concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeração (mg/L)
Xe	Concentração de sólidos suspensos no efluente, SSV (mg/L)
Xv	Acúmulo de lodo (mg/L)
\bar{x}	Média aritmética
$\mu_{\text{máx}}$	Taxa de crescimento específico máxima (d^{-1})
θ_c	Idade do lodo (d)
Y_{obs}	Produção líquida de sólidos suspensos voláteis, já levando em consideração a destruição dos sólidos biodegradáveis (kg SSV/kg DBO_5)
\varnothing	Diâmetro (m)
σ	Desvio padrão

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	18
OBJETIVOS.....	21
1.1 GERAL.....	21
1.2 ESPECÍFICOS.....	20
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	23
2.1 ATERRO INDUSTRIAL.....	23
2.2 PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS EM ATERROS INDUSTRIAIS.....	25
2.3 FORMAÇÃO DE LIXIVIADO.....	28
2.3.1 Características do lixiviado de aterro industrial.....	30
2.3.1.1 Nitrogênio amoniacal presente no lixivado de aterro industrial.....	33
2.4 TECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO INDUSTRIAL.....	34
2.5 PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS.....	37
2.6 BIORREATOR À MEMBRANA (MBR).....	40
2.6.1 Tipos de MBR.....	40
2.7 COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMA MBR E SISTEMA DE LODOS ATIVADOS.....	42
2.8 CINÉTICA APLICADA EM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM MBR.....	45
2.8.1 Modelo cinético de Eckenfelder.....	45
2.8.1.1 Taxa de remoção de substrato (k).....	46
2.8.1.2 Taxas de consumo de oxigênio: a' e b'	48
2.8.1.3 Taxas de produção de lodo biológico: a e b	52
2.9 CONTROLE DE PROCESSO APLICADO EM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM MBR.....	53
2.10 FENÔMENOS DA POLARIZAÇÃO DE CONCENTRAÇÃO E DA INCRUSTAÇÃO.....	57
2.10.1 Minimização dos efeitos da polarização de concentração e da incrustação.....	58
2.10.1.1 Retrolavagem.....	59
2.10.1.2 Limpeza química.....	59
2.11 REUSO DO EFLUENTE TRATADO E PADRÕES PARA LANÇAMENTO.....	61

2.11.1 Aplicação de MBR para fins de reuso.....	65
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	67
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	67
3.2 UNIDADE PILOTO.....	69
3.2.1 Descritivo das operações da unidade piloto.....	72
3.2.1.1 Tanque de diluição e remoção do nitrogênio amoniacal TQ-5000.....	72
3.2.1.1.1 Características do TQ-5000.....	73
3.2.1.2 Tanque de homogeneização e neutralização TQ-3000.....	74
3.2.1.2.1 Características do TQ-3000.....	75
3.2.1.3 Unidade piloto MBR – Biorreator à Membrana com módulos submersos...	75
3.3 MEMBRANAS.....	78
3.3.1 Lavagem das membranas.....	81
3.4 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	83
3.5 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO.....	86
3.6 PARTIDA DO SISTEMA.....	87
3.7 INOCULAÇÃO.....	88
3.8 PROCEDIMENTOS DE CONTROLE.....	88
3.8.1 Sistema de lodos ativados.....	88
3.8.1.1 Controle de carga mássica no afluente do MBR.....	88
3.8.1.2 Controle do teor de sólidos suspensos no MBR.....	90
3.8.1.3 Determinação do oxigênio dissolvido no MBR.....	91
3.8.1.3.1 Determinação do oxigênio consumido.....	91
3.8.1.4 Controle da concentração de nitrogênio amoniacal no afluente do MBR...	92
3.8.1.5 Controle do pH do afluente do MBR.....	93
3.8.1.6 Controle dos macronutrientes no afluente do MBR.....	93
3.8.2 Sistema MBR com membranas submersas.....	93
3.8.2.1 Controle da vazão do permeado gerado e da PTM	93
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	95
4.1 EFICIÊNCIA DE ACORDO COM A RELAÇÃO A/M	98
4.1.1 Eficiência para a relação $A/M = 0,1$	98
4.1.2 Eficiência para a relação $A/M = 0,15$	102
4.1.3 Eficiência para a relação $A/M = 0,2$	104
4.1.4 Eficiência para a relação $A/M = 0,3$	106
4.1.5 Eficiência para a relação $A/M = 0,4$	108

4.2 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DAS EFICIÊNCIAS DE ACORDO COM A RELAÇÃO A/M	111
4.3 PARÂMETROS CINÉTICOS.....	114
4.3.1 Determinação da taxa de remoção de substrato k	115
4.3.2 Determinação das taxas de consumo de oxigênio (a' e b').....	116
4.3.3 Determinação das taxas de produção de lodo (a e b).....	118
4.4 REUSO E PADRÕES DE LANÇAMENTO.....	120
5 CONCLUSÃO.....	122
6 RECOMENDAÇÕES.....	125
7 REFERÊNCIAS.....	126
ANEXOS.....	137

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento social está intrinsicamente ligado ao desenvolvimento industrial. As atividades industriais abrangem processamento de alimentos, mineração, produção petroquímica e de plástico, metais e produtos químicos, papel e celulose, e a manufatura de bens de consumo. Entretanto, os processos de manufatura produzem resíduos, muitos deles tóxicos.

O resíduo industrial é o material resultante dos processos de produção das indústrias e, de acordo com a Norma 10.004/2004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas, ABNT, são classificados conforme as reações que produzem quando colocados no solo: classe I – perigosos; classe II A – não inertes e classe II B – inertes. As indústrias são responsáveis pelo gerenciamento, transporte, tratamento e disposição final de seus resíduos, que entre outras alternativas, optam muitas vezes pelo aterro industrial, em função do custo mais baixo quando comparado, por exemplo, com a incineração.

Os aterros industriais são projetados e construídos segundo a classe dos resíduos que irão receber, e, tal como os resíduos, também são classificados em classes I e II. O intuito de destinar estes resíduos ao aterro é transformá-los em compostos mais estáveis, por meio de processos biológicos, pela atuação de organismos decompositores. Contudo, esses processos biológicos têm como um de seus produtos o lixiviado.

O lixiviado é um líquido escuro, com odor desagradável, com elevada carga orgânica e inorgânica. A composição química e biológica do lixiviado é bastante complexa e variável, uma vez que, além de depender das características dos resíduos depositados, é influenciada pelas condições ambientais, pela localização, pela forma de operação do aterro e, principalmente, pela dinâmica dos processos de decomposição. Além destes motivos, a difícil tratabilidade do lixiviado também está associada ao alto peso molecular de seus componentes.

Estas características do lixiviado somadas à grande variação de vazão e de carga orgânica, à falta de parâmetros cinéticos seguros, à necessidade de grandes áreas para implantação e, como já citado, à baixa biodegradabilidade, fazem com que o emprego de tecnologias como lodos ativados, lagoas de estabilização, filtros biológicos e processos oxidativos avançados, já consolidadas em tratamentos de diversos tipos de efluentes, tornem-se ineficientes quando se trata de lixiviado de

aterro industrial.

Por estes motivos, boa parte das ETEs (estações de tratamento de efluentes) dos aterros produzem efluentes que estão fora dos limites de lançamentos nos corpos receptores, principalmente em relação à matéria orgânica (DBO₅ e DQO).

O MBR (biorreator à membrana) apresenta vantagens em relação às tecnologias atualmente existentes, sendo uma tecnologia viável para o tratamento de lixiviado devido suas características operacionais e pela qualidade do permeado produzido.

A união do sistema de lodos ativados ao processo de ultrafiltração das membranas, faz com que os compostos de difícil tratabilidade sejam degradados devido ao MBR poder trabalhar com elevada concentração de biomassa e idade do lodo alta, independentemente do TDH (tempo de detenção hidráulico), sendo que, o material é retido pelas membranas, o que dispensa o decantador secundário.

A qualidade do permeado produzido pelo MBR também propicia seu reuso ao remover significativamente, ou em sua totalidade bactérias e vírus, materiais orgânicos e inorgânicos e sólidos afluentes ao sistema (BRINDLE e STEPHENSON, 1996; VAN DIJK e RONCKEN, 1997; STEPHENSON *et al.*, 2000; TRUSSEL *et al.*, 2000; CICEK, 2002; WICHITSATHIAN *et al.*, 2004; QIN *et al.*, 2006; KADER, 2007; LONGGENBURG *et al.*, 2010; WILKINSON *et al.*, 2010).

Um maior interesse das indústrias brasileiras em reutilizar o efluente tratado é associado não só ao aspecto ambiental, mas em função da qualidade do efluente de acordo com os padrões de lançamentos no corpo receptor, como também para evitar custos devido às irregularidades quanto ao uso dos recursos hídricos. De acordo com a Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997, sancionada pela Política Nacional de Recursos Hídricos, instiui-se a outorga pelo uso da água, adotando o princípio “poluidor-pagador”: quem polui mais, paga mais.

O permeado obtido pelo MBR pode ser utilizado como água de reuso para fins não potáveis, como: na irrigação de plantações, nas áreas verdes e jardins, na construção civil para preparação de concreto e compactação de solo, em descargas de bacias sanitárias, na lavagem de pisos e equipamentos e, também em alguns processos industriais.

Porém, a operação de biorreatores à membrana ainda necessita de estudo para avaliar melhor a influência de cada parâmetro cinético e operacional no comportamento das membranas e na eficiência do sistema. A falta de compreensão

sobre o comportamento destes sistemas por projetistas e operadores de ETEs faz, muitas vezes, com que o MBR não seja operado de forma a maximizar seu desempenho. As consequências são a redução da vida útil da membrana e/ou vazões de permeado que tornam inviável economicamente a operação do sistema.

Desta forma, não obstante as inúmeras vantagens desta tecnologia há um desafio para sua consolidação e aplicação em larga escala. Este desafio consiste em compreender melhor o desempenho da membrana para cada conjunto de valores fixados para os parâmetros operacionais e cinéticos, para minimizar os efeitos negativos causados pela incrustação da membrana e para otimizar os custos de instalação e operação do MBR.

Neste contexto, o presente trabalho apresenta os resultados da tratabilidade de lixiviado oriundo de um aterro industrial, localizado na Região Metropolitana de Curitiba, em uma unidade piloto MBR. Os parâmetros cinéticos da degradação biológica, do consumo de oxigênio e de produção de lodo, foram obtidos pela aplicação do modelo cinético de Eckenfelder. Foi analisada a eficiência da unidade piloto MBR frente à dificuldade de tratamento do lixiviado, para determinar a melhor condição operacional da união do processo biológico de lodos ativados à ultrafiltração realizadas pelas membranas, visando o reuso do efluente tratado (permeado), bem como atingir os padrões de lançamento conforme a Resolução CONAMA Nº 357/05 e às exigências segundo a LO expedida pelo IAP principalmente em relação à matéria orgânica.

OBJETIVOS

1.1 GERAL

O objetivo principal deste trabalho consistiu em estudar a tratabilidade do lixiviado proveniente de um aterro industrial por processo de biorreator à membrana (MBR).

1.2 ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos foram:

- avaliar a cinética da biodegradação do lixiviado pelo MBR;
- avaliar a operacionalidade do biorreator à membrana modelo submerso;
- avaliar a possibilidade de reuso do efluente tratado e o atingimento dos padrões de lançamento em corpo receptor.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 ATERRO INDUSTRIAL

Em muitos países de baixa e média renda, quase 100% dos resíduos sólidos gerados têm como destino final o solo e é pouco provável que essa realidade venha a se modificar em um curto prazo.

Mesmo em países desenvolvidos, onde há uma forte política de minimização, reciclagem, reuso e incineração de resíduos sólidos, aterro é a opção preferencial no tratamento de resíduos (ALLEN, 2003).

Para que um resíduo tenha destino adequado, é necessário que ele seja classificado de acordo com as normas brasileiras. A NBR 10.004 – Classificação de resíduos (ABNT, 2004) classifica os resíduos em três classes: classe I – perigosos; classe II A – não-inertes; classe II B – inertes. Essa classificação baseia-se na presença de certas substâncias perigosas, relacionadas na norma, e em testes laboratoriais complementares, nos quais vários parâmetros químicos são analisados nos extratos lixiviados e solubilizados dos resíduos.

O processo produtivo, na grande maioria das vezes, tem como consequência a geração de resíduos que precisam de tratamento e destino adequados, uma vez que diversas substâncias bastante comuns nos resíduos industriais são tóxicas e algumas têm a capacidade de bioacumulação nos seres vivos, podendo entrar na cadeia alimentar e chegar até o homem. A realidade vivida pelo setor industrial no Brasil é bastante peculiar. Apesar de o gerador ser o responsável pelo destino de seus resíduos, a escassez de informações e de alternativas disponíveis para esse fim e a carência de pessoal especializado fazem com que algumas indústrias dispensem pouca ou nenhuma atenção a tal responsabilidade. Esse descaso muitas vezes é motivado pela deficiência na fiscalização e na crença de que o tratamento ou destino adequado dos resíduos acarretará altos custos para as empresas (SISINNO, 2003).

De maneira geral, quando se fala em tratamento de resíduos industriais, busca-se transformá-los em resíduos inertes ou reaproveitá-los para reutilização. A definição de qual será o melhor tratamento para cada tipo de resíduo é complexa, devido à sua diversidade, por isso tornam-se necessárias a realização contínua de pesquisas e de desenvolvimento de processos economicamente viáveis. Uma

solução mais barata, se comparada à incineração, de disposição final para os resíduos industriais, é o aterro industrial.

Em síntese, a diferença entre aterro sanitário e aterro industrial é que o primeiro é uma alternativa para o destino final dos resíduos sólidos urbanos, enquanto que o segundo é uma alternativa para o destino final de resíduos industriais e também em alguns casos, urbanos. Ambos necessitam de adequações construtivas seguindo normativas embasadas em leis ambientais para segurança, bem estar social e ambiental.

Aterro industrial é a alternativa de desatinação de resíduos industriais, que se utiliza de técnicas que permitam a disposição controlada destes resíduos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública, e minimizando os impactos ambientais. Essas técnicas consistem em confinar os resíduos industriais na menor área e volume possíveis, cobrindo-os com uma camada de material inerte, na conclusão de cada jornada de trabalho, ou em intervalos menores, caso necessário (FEEMA, 1994).

O aterro industrial é um sistema dinâmico, cujo conteúdo pode apresentar alterações químicas, físicas e biológicas. As substâncias dispostas nos aterros podem migrar por via líquida ou gasosa para fora do sistema, caso não se implante um conjunto de barreiras impermeabilizantes naturais e plásticas (PASSOS, 1997).

Para construir um aterro de resíduos sólidos industriais é preciso selecionar um local de áreas naturalmente impermeáveis, preferencialmente. Estas áreas se caracterizam pelo baixo grau de saturação, pela relativa profundidade do lençol freático e pela predominância, no subsolo, de material argiloso. Além disso, o lugar precisa respeitar as distâncias mínimas estabelecidas em norma de corpos d'água, núcleos urbanos, rodovias e ferrovias.

Não é possível instalar aterros industriais em áreas inundáveis, de recarga de aquíferos, em áreas de proteção de mananciais, mangues e habitat de espécies protegidas, ecossistemas de áreas frágeis ou em todas aquelas definidas como de preservação ambiental permanente, conforme legislação em vigor (SISINNO, 2003).

Os aterros industriais devem possuir sistema duplo de impermeabilização inferior, composto de manta sintética sobreposta a uma cama de argila compactada, de forma a alcançar coeficiente de permeabilidade menor ou igual a $1,0 \times 10^{-7}$ cm/s, com espessura mínima de 60 centímetros, devendo ser mantida uma distância de pelo menos 2 metros do nível mais alto do lençol freático. A cama de argila deve ter

espessura de 50 centímetros (ESSENCIS, 2010).

Segundo Torchetto (2009), os resíduos dispostos em aterro industrial devem ser tanto quanto possíveis secos (inferior a 70% de umidade), estáveis, pouco solúveis e não voláteis. Não devem ser dispostos nos aterros industriais: ácidos, bases fortes, compostos orgânicos muito solúveis e voláteis, materiais inflamáveis, explosivos e resíduos radioativos. E ainda, a vida útil de um aterro é função do volume de material que recebe na unidade de tempo e da densidade aparente do material. De acordo com uma visão sistêmica da natureza, este deve ser concebido de forma que a sua vida útil seja prolongada, para tanto a segregação dos resíduos é fundamental.

Os aterros industriais produzem lixiviados de qualidade variável. A vazão e as características físicas, químicas e biológicas do lixiviado estão intrinsecamente relacionadas e dependem, basicamente, das condições climatológicas e hidrogeológicas da região do aterro, bem como das características dos resíduos e das condições operacionais do aterro.

No Brasil, os sistemas mais utilizados para coleta de lixiviado são: planos inclinados e tubos de coleta. Pelo sistema de planos inclinados, o fundo do aterro é constituído de vários planos inclinados, que vão direcionar a drenagem do lixiviado para os canais de coleta. Em cada canal de coleta são instalados tubos perfurados que vão conduzir o lixiviado para fora do corpo do aterro de onde seguirão para o tratamento final. Todo lixiviado deve ser recolhido e conduzido à ETE (TORCHETTO, 2009).

O lixiviado utilizado neste estudo é oriundo de aterro industrial, classes I e II, conforme mostram as Figuras 1 e 2. Em geral, a base da literatura científica é sobre aterros sanitários. Portanto, foram considerados alguns dados encontrados na literatura para aterro sanitário, e, os dados de caracterização do lixiviado oriundo de aterro industrial, foram cedidos pela empresa responsável pelo aterro onde foi instalada a unidade piloto, a fim de agregar mais informações reais a respeito do tipo de lixiviado utilizado para este estudo.



FIGURA 1 – ATERRO INDUSTRIAL CLASSE I

FONTE: ESSENCIS, 2010



FIGURA 2 – ATERRO INDUSTRIAL CLASSE II

FONTE: ESSENCIS, 2010

2.2 PROCESSO DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS EM ATERROS INDUSTRIAIS

Os aterros sanitários assemelham-se a grandes reatores biológicos (BIDONE *et al*, 2001). No seu interior processam-se reações bioquímicas capazes de converter os resíduos sólidos em substâncias mais estáveis. Essa conversão processa-se pela atuação de organismos decompositores: bactérias, arqueas metanogênicas, fungos, protozoários e algas (FIORE, 2004). Embora os resíduos industriais tenham composições mais complexas se comparadas aos resíduos urbanos, ambos obedecem às mesmas fases de degradação dos aterros sanitários, uma vez que, dependem também da presença ou ausência de oxigênio para sua

decomposição.

Assim, segundo o IPT/CEMPRE (2000) podem ser destacadas as seguintes fases de decomposição, sucessivamente:

- fase aeróbia: relativamente curta, nessa fase o oxigênio aprisionado no interior da célula é utilizado pelos microorganismos aeróbios na decomposição da matéria orgânica;
- fase acetogênica: inicia-se a partir da diminuição da quantidade de oxigênio na massa de resíduos;
- fase metanogênica: os compostos simples formados na fase acetogênica são consumidos por microorganismos estritamente anaeróbicos.

Pohland e Harper (1986) definem cinco fases distintas para avaliar a estabilização dos resíduos sólidos em aterros, descritas abaixo e visualizadas na Figura 3.

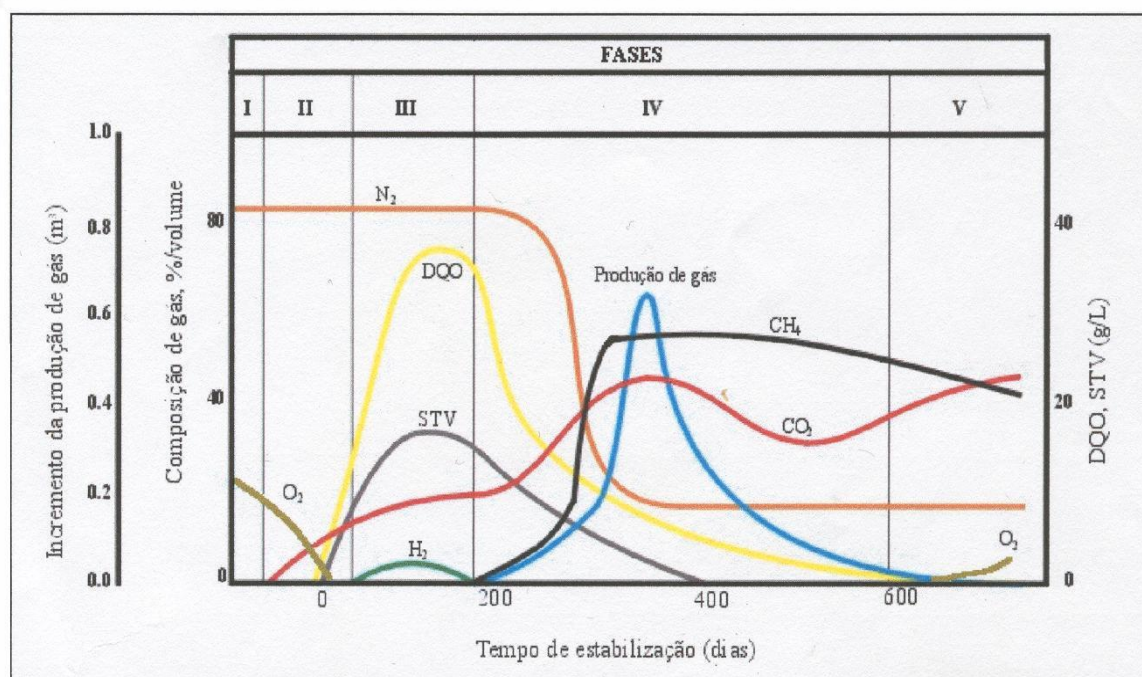


FIGURA 3 – FASES DE ESTABILIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DISPOSTOS EM ATERROS SANITÁRIOS

FONTE: POHLAND e HARPER (1986)

- fase 1 ou fase inicial – esta fase se caracteriza pela presença de microorganismos aeróbios e facultativos, ou seja, a degradação da matéria orgânica se inicia na presença de oxigênio. Sua duração é curta (aproximadamente um mês). Apresenta, também, acúmulo de água e elevada

temperatura. Os lixiviados, nesta fase, apresentam elevadas concentrações de sais de alta solubilidade, como cloreto de sódio (QASIN e CHIANG, 1994). A elevação da temperatura pode ocasionar, também, a formação de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis em água em temperaturas elevadas (COSTA, 2002).

- fase 2 ou fase de transição – nesta fase verifica-se uma predominância das atividades microbianas anaeróbias em detrimento das aeróbias. Os microorganismos presentes são as bactérias fermentativas e acetogênicas. Identifica-se, nesta fase, a presença de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis e grandes quantidades de nitrogênio amoniacal (IPT/CEMPRE, 2000). A presença de ácidos acarreta uma queda no pH, podendo levar à solubilização de materiais inorgânicos (ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio). Os lixiviados caracterizam-se por apresentarem grande quantidade de matéria orgânica.
- fase 3 ou formação ácida – marcada pelo início da produção de metano, porém de forma intermitente. Diminuição de nitrogênio e fósforo para o crescimento dos microorganismos. Os compostos orgânicos gerados na fase anterior são convertidos em metano e gás carbônico pela atuação de microorganismos denominados de arqueas metanogênicas. O pH se eleva pela redução de ácidos, conseqüentemente, diminui-se a solubilização de compostos inorgânicos. A carga de matéria orgânica é diminuída nos lixiviados, significando uma diminuição na biodegradabilidade dos mesmos.
- fase 4 ou fermentação metanogênica – intensa geração de metano e dióxido de carbono, permanecendo constante a produção e a composição do biogás. A carga orgânica dos lixiviados decresce e as concentrações em nutrientes se tornam limitantes.
- fase 5 ou maturação final – queda acentuada na produção de gás, cessando ao final. O oxigênio volta a aparecer e as matérias orgânicas resistentes à biodegradação são convertidas em moléculas como ácidos húmicos.

Durante os primeiros 5 anos o aterro está na fase ácida e o lixiviado gerado é geralmente denominado novo ou lixiviado base carbono devido à alta concentração de carbono orgânico. Aterros com mais de 10 anos geralmente estão na fase metanogênica e o lixiviado gerado é denominado velho ou base nitrogênio

(MAVINIC, 1998).

A concentração do nitrogênio amoniacal no lixiviado também varia de acordo com a idade do aterro: lixiviado novo tem alta DQO (> 5000 mg/L) e baixa quantidade de nitrogênio (< 400 mg N/L); e lixiviado velho tem alta concentração de nitrogênio amoniacal (> 400 mg N/L) e compostos recalcitrantes, e baixa biodegradabilidade.

O material orgânico presente no lixiviado varia e depende da composição e da fase de degradação. Geralmente, os compostos orgânicos consistem em:

- baixo peso molecular – alcoóis e ácidos orgânicos;
- médio peso molecular – ácidos fúlvicos e
- alto peso molecular – substâncias húmicas.

Compostos orgânicos de baixo peso molecular são facilmente degradáveis como os ácidos graxos voláteis, os quais contribuem 90% da fração orgânica total. Os ácidos graxos apresentam-se na forma de ácidos acéticos, propiônicos e butânicos. Compostos com peso molecular médio compreendem os ácidos fúlvicos e frações húmicas presentes no lixiviado. Este grupo é dominado por grupos hidroxílicos e carboxílicos, os quais tem difícil degradação. A fração orgânica de alto peso molecular varia de 0,5% nos aterros em fase metanogênica a 5% nos aterros em fase ácida. Estes compostos são mais estáveis e possivelmente originados de celulose ou lignina (VISVANATHAN *et al.*, 2004).

2.3 FORMAÇÃO DO LIXIVIADO

O lixiviado é formado quando a quantidade de umidade dos resíduos excede a capacidade de campo do resíduo, que é definida como a umidade máxima que é retida no meio poroso sem desencadear a percolação. A retenção da umidade é atribuída, principalmente, a ação das forças de tensão superficial e de capilaridade. Nesse sentido, a percolação ocorre quando a magnitude da força gravitacional excede as forças responsáveis pela retenção da umidade (EL-FADEL *et al.*, 2002).

Ao percolar através da massa de lixo, a água carrega compostos orgânicos e inorgânicos e produtos em decomposição, formando um líquido altamente poluente e de complexa composição, chamado de lixiviado. Nesta dissertação foi utilizado o termo lixiviado, tendo por sinônimo chorume, ou ainda, percolado.

O cenário básico para que ocorra a formação do lixiviado incluem manutenção de condições anaeróbias, teores elevados de matéria orgânica e umidade. A principal fonte na formação do lixiviado é a água da chuva. Através da sua infiltração há migração dos compostos químicos presentes na massa de lixo aterrada, aumentando assim o volume do lixiviado, diluindo a concentração de muitos contaminantes (SISINNO e OLIVEIRA, 2002). Alguns íons que podem ser carreados pelo líquido que percola pela massa de lixo, bem como suas possíveis fontes, são apresentados na Tabela 1.

TABELA 1 – ÍONS PRESENTES NO LIXIVIADO DE ATERRO E SUAS POSSÍVEIS FONTES

Íons	Fontes
Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}	Material orgânico, entulho de construção e cascas de ovos
PO_4^{-3} , NO_3^- , CO_3^{-2}	Material orgânico
Cu^{+2} , Fe^{+2} , Sn^{+2}	Material eletrônico, latas e tampas de garrafas
Hg^{+2} , Mn^{+2}	Pilhas comuns e alcalinas e lâmpadas fluorescentes
Ni^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2}	Baterias recarregáveis
Al^{+3}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas em geral
Cl^- , Br^+ , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio X
As^{+3} , Sb^{+3} , Cr^{+x}	Embalagens de tintas, vernizes e solventes orgânicos

FONTE: IPT (2002)

O teor de umidade é um dos fatores determinantes para a geração do lixiviado, o qual representa a quantidade de água contida na massa de lixo, que tenderá a solubilizar substâncias presentes nos resíduos sólidos, originando a complexa mistura líquida de composição química variável, podendo conter metais, proteínas, carboidratos, organismos patogênicos, microorganismos diversos, resíduos de medicamentos, de solventes, de tintas, praguicidas e outra infinidade de compostos orgânicos e inorgânicos.

A quantidade de lixiviado produzido em aterros depende de outros fatores como os citados a seguir (OLIVEIRA e PASQUAL, 2002):

- condições de operação do aterro: conformação e cobertura das células, grau de compactação dos resíduos, tipo de equipamento e recirculação do percolato;
- características do aterro: idade, permeabilidade e profundidade;
- área e perfil do aterro;
- condições meteorológicas do local: regime de chuvas, umidade, infiltração, evapotranspiração, temperaturas e ventos;
- escoamento superficial e capacidade do solo em reter umidade;
- qualidade e quantidade de materiais recicláveis.

2.3.1 Características do lixiviado de aterro industrial

Para Rodrigues (2004), a composição dos lixiviados depende, fundamentalmente, da qualidade dos resíduos dispostos e da fase de degradação em que se encontram dentro dos aterros. Porém, Pessin *et al.*, (2002), alertam para a sobreposição das fases, causada pela dinâmica da digestão anaeróbia associada a fatores ambientais e operacionais. Essa sobreposição leva a uma imprecisa detecção e interpretação da evolução das fases. Soma-se a esse fato a descarga contínua de resíduos, mais um dos fatores de superposição de fases.

De uma forma geral, as características dos lixiviados de aterros industriais podem ser divididas em três grandes grupos. O primeiro deles aborda os parâmetros físico-químicos, em outras palavras, parâmetros que constituem a parte orgânica dos lixiviados. Já o segundo grupo representa a parte inorgânica (cátions, ânions e metais pesados). E, por último, os grupos biológicos, compostos por microorganismos de diferentes filos. Alguns parâmetros de lixiviado classes I e II e seus respectivos valores são apresentados na Tabela 2 e 3 respectivamente.

TABELA 2 – VALORES DOS PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADO CLASSE I:

Parâmetros	UNIDADE	RESULTADOS	CONAMA 357 ART. 34º E 397
Arsênio	mg/L	0,02	0,5
Bário	mg/L	1,62	5
Boro	mg/L	37,75	5
Cádmio	mg/L	<0,005	0,2
Chumbo	mg/L	0,18	0,5
Cianeto	mg/L	0,10	1
Cromo Total	mg/L	13,83	-
DBO ₅	mg/L	38419	Específico ⁽¹⁾
DQO	mg/L	45800	Específico ⁽¹⁾
Fenol	mg/L	1,06	0,5
Ferro Dissolvido	mg/L	1,47	15
Manganês Dissolvido	mg/L	1,67	1
Material Flutuante	-	Ausente	Ausente
Sólido Sedimentável	ml/L	<0,17	<1mg/L
Mercúrio	mg/L	0,003	0,01
Níquel	mg/L	0,93	2
Amônia	mg/L	2820	20
Óleos e Graxas	mg/L	7,2	Mineral 20 mg/L Animais até 50 mg/L
pH	-	7,58	5 a 9
Prata	mg/L	<0,06	0,1
Selênio	mg/L	0,01	0,3
Sulfeto	mg/L	8,40	1
Temperatura	°C	26	<40°C
Zinco	mg/L	0,67	5
Clorofórmio	ppm	0,01	1
Dicloroetano	ppm	<0,001	1
Tetracloroeto Carbono	ppm	<0,001	1
Tricloroetileno	ppm	0,02	1
Cianeto Livre	mg/L	<0,02	0,2
Cromo Hexavalente	mg/L	<0,03	0,1
Cromo Trivalente	mg/L	13,83	1
Tox. Ag. <i>Daphnia magna</i>	FTD	125	8

FONTE: ESSENCIS (2010)

NOTA: (1) limites para os parâmetros DBO₅ e DQO são específicos para cada aterro industrial.

TABELA 3 – VALORES DOS PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DE LIXIVIADO CLASSE II:

PARÂMETROS	UNIDADE	RESULTADOS	CONAMA 357 ART. 34º E 397
Arsênio	mg/L	<0,01	0,5
Bário	mg/L	1,05	5
Boro	mg/L	17,15	5
Cádmio	mg/L	<0,005	0,2
Chumbo	mg/L	0,17	0,5
Cianeto	mg/L	0,72	1
Cromo Total	mg/L	0,99	-
DBO ₅	mg/L	10922	Específico ⁽¹⁾
DQO	mg/L	12466	Específico (1)
Estanho	mg/L	<1	4
Fenol	mg/L	1,67	0,5
Ferro Dissolvido	mg/L	14,33	15
Manganês Dissolvido	mg/L	0,99	1
Material Flutuante	-	Ausente	Ausente
Sólido Sedimentável	ml/L	2,9	<1mg/L
Mercúrio	mg/L	0,003	0,01
Níquel	mg/L	6,43	2
Amônia	mg/L	2349	20
Óleos e Graxas	mg/L	47	Mineral 20 mg/L Animais até 50 mg/L
pH	-	7,43	5 a 9
Prata	mg/L	<0,06	0,1
Selênio	mg/L	0,003	0,3
Sulfeto	mg/L	<0,1	1
Temperatura	°C	30	<40°C
Zinco	mg/L	11,7	5
Clorofórmio	ppm	<0,001	1
Dicloroetano	ppm	<0,001	1
Tetracloroeto Carbono	ppm	<0,001	1
Tricloroetileno	ppm	<0,001	1
Cianeto Livre	mg/L	<0,02	0,2
Cromo Hexavalente	mg/L	<0,03	0,1
Cromo Trivalente	mg/L	0,99	1
Tox. Ag. <i>Daphnia magna</i>	FTD	125	8

FONTE: ESSENCIS (2010)

NOTA: (1) limites para os parâmetros DBO₅ e DQO são específicos para cada aterro industrial.

Contudo, a utilização desses valores não pode ser extrapolada para todo território brasileiro, uma vez que cada região do país está submetida a condições climáticas diferentes, culturais e econômicas que levam a composições singulares de resíduos sólidos gerados que, conseqüentemente, influenciam as características dos lixiviados (RODRIGUES, 2004).

A etapa de caracterização de lixiviados pode ser considerada uma das ferramentas fundamentais para fornecer diretrizes à escolha de tecnologias mais adequadas para o tratamento de lixiviados (LO, 1996; HAMADA *et al.*, 2002; VASEL *et al.*, 2004). Além disso, Lo (1996) traz como uma segunda função para as caracterizações, a montagem de um banco de dados que possibilite a consolidação dos parâmetros cinéticos de lixiviados de aterros sanitários e/ou industriais nos mesmos moldes que se tem para esgotos domésticos atualmente.

2.3.1.1 Nitrogênio amoniacal presente no lixiviado de aterro industrial

Um dos grandes problemas para o tratamento biológico de lixiviado oriundo de aterros, tanto sanitários quanto industriais, e seu posterior lançamento em corpos hídricos, é o alto teor de nitrogênio amoniacal. Teores de nitrogênio amoniacal acima de 1500 mg/L podem inibir os processos de tratamento biológicos. Lixiviados com elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal, caso atinjam os corpos hídricos podem causar impactos significativos, uma vez que concentrações de 0,25 a 0,30 mg/L de amônia livre em corpos receptores são letais para peixes (SAIKALY, 2003). Isso porque a presença das formas de nitrogênio em corpos hídricos acarreta na diminuição de oxigênio.

O processo de tratamento convencional para remoção biológica do nitrogênio amoniacal é baseado na nitrificação completa, em ambiente aeróbio, e posterior desnitrificação, em ambiente anóxico. A nitrificação é o termo usado para descrever o processo biológico formado, basicamente, por duas etapas para oxidação do nitrogênio amoniacal (N-NH_3) até nitrato (N-NO_3). A amônia é oxidada a nitrito por espécies de bactérias, principalmente do gênero *Nitrosomonas*, no processo chamado de nitritação. Na segunda fase o nitrito é oxidado a nitrato por bactérias do gênero *Nitrobacter*, no processo chamado de nitratação (METCALF e EDDY, 2003).

A remoção do nitrogênio amoniacal anterior ao processo biológico é necessária para o bom desenvolvimento dos microorganismos no processo biológico

(AHN *et al.*, 2002). Segundo Ahn (2002), a alta concentração de amônia no início do processo biológico também inibe o surgimento de bactérias nitrificantes.

De acordo com Thiel (2002), concentrações acima de 480 mg/L de nitrogênio amoniacal prejudicam o processo biológico de lodos ativados.

O *stripping* é um processo físico de remoção da fase gasosa do líquido, principalmente devido à elevação da superfície total de contato da fase líquida com o meio (atmosférico), onde efeitos de arraste e difusão molecular promovem a sua passagem para este último. O processo de remoção da amônia livre do meio líquido ocasiona o deslocamento do equilíbrio no sentido de sua formação. A amônia, em fase aquosa, encontra-se em um equilíbrio de duas formas, conforme Equação 1,



que são a iônica (NH_4^+) e a molecular gasosa (NH_3) (METCALF e EDDY, 2003).

Neste estudo foi utilizada a técnica de ajuste de pH seguido de *stripping* antes do MBR, para auxiliar na remoção do nitrogênio amoniacal. A oxidação da amônia a nitrito e posterior oxidação a nitrato requer a disponibilidade de alcalinidade, para manutenção do valor do pH na faixa adequada para os microrganismos nitritantes e nitratantes entre 9,0 e 11, evitando que ocorra a inibição da atividade dos mesmos em valores de pH baixos (VISVANATHAN *et al.*, 2004).

Wichitsathian *et al.*, (2004) apresentaram um estudo comparando a utilização e não utilização do *stripping* precedendo o MBR para tratar lixiviado de um aterro de média idade. Os resultados para remoção de DQO e nitrogênio total pelo MBR sem o *stripping* foi entre 52-66% e 14-28% respectivamente. Já com o *stripping* precedendo o MBR a remoção de DQO foi entre 72-76% e para nitrogênio total a remoção foi entre 82-89%, mostrando a importância do *stripping* antecedendo ao MBR para alcançar melhor eficiência no tratamento de lixiviado.

2.4 TECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO INDUSTRIAL

A escolha de um processo de tratamento de lixiviado é uma das etapas mais

difíceis na elaboração e implantação de um aterro industrial, devido à alta variabilidade das características dos lixiviados ao longo do tempo e do volume variável e dependente de características de ordem hidrogeológica.

Qasim e Chiang (1994) e IPT/CEMPRE (2000) expõem alguns fatores referentes à elaboração de um sistema de tratamento para lixiviados, são eles:

- características dos lixiviados: determinação das concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos e sua evolução ao longo do tempo;
- presença de substâncias perigosas: determinação de compostos tóxicos e metais pesados;
- alternativas de disposição do efluente tratado de maneira associada à legislação;
- estudos de tratabilidade: levantamento dos parâmetros para projetos e operação de aterro visando à escolha de tecnologia mais apropriada;
- avaliação das alternativas tecnológicas disponíveis;
- necessidades operacionais: determinações analíticas, treinamento de técnicos, entre outros;
- custos de implantação.

Os processos mais empregados no Brasil, para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários e/ou industriais, incluem processos biológicos, como lagoas de estabilização, lodos ativados e filtros biológicos (BIDONE *et al.*, 1997). Têm-se destacado também, no cenário mundial, os processos oxidativos avançados, pois, os processos biológicos têm limitações quanto à vazão e carga orgânica variáveis, parâmetros cinéticos consolidados, necessidade de grandes áreas para implantação e baixa eficiência quando o lixiviado apresenta uma baixa biodegradabilidade, entre outras (SILVA *et al.*, 2000).

Para elaboração desta dissertação a tecnologia empregada foi a de lodos ativados em biorreator à membrana (MBR). A tecnologia de lodos ativados já é mundialmente consolidada em termos de tratamento biológico, atingindo eficiências significativas dependendo das características do efluente a ser tratado, da operação e da cinética empregada. Já a associação do tratamento biológico de lodos ativados com a ultrafiltração realizada pelo MBR ainda é uma tecnologia considerada nova, portanto, com poucos dados publicados, principalmente quando o efluente a ser tratado é o lixiviado oriundo de aterro industrial.

A utilização do MBR em escala real no tratamento do lixiviado se deu após 1999 com a modificação dos parâmetros de lançamento no Japão, que passaram a ser muito mais rigorosos e que não eram alcançados pelo sistema biológico e adsorção por carvão ativado (CICEK, 2003).

Ahn *et al.*, (2002) apresentaram estudo sobre tratamento de lixiviado de aterro sanitário, localizado na Coreia, pelo MBR modelo submerso atingindo remoção de 97% de DBO₅. Neste mesmo estudo, reportaram a importância da utilização do MBR anterior à osmose reversa, uma vez que, a osmose reversa exige um efluente livre de sólidos e uma DQO baixa para evitar a incrustação das membranas.

Cornel e Krause (2006) pesquisaram a utilização do MBR modelo submerso em um parque industrial na Alemanha com mais de 80 indústrias dos ramos farmacêuticos, eletroquímicos, tintas, polímeros, resinas sintéticas, entre outros. O efluente gerado era composto por solventes, resíduos de metil celulose, resíduos farmacêuticos, pigmentos, nitratos, nitritos e outros sais. A remoção de DQO foi de apenas 60%, devido à alta concentração de metil celulose, material com baixa biodegradabilidade e que propiciava alta incrustação das membranas.

Visvanathan *et al.*, (2007) relatam o tratamento de lixiviado de aterro na Tailândia pelo MBR, atingindo remoção de 79% de nitrogênio amoniacal e 97% de remoção de DQO.

Gotvajn *et al.*, (2009) fizeram um estudo comparando diferentes tratamentos para o lixiviado de aterro industrial, dentre eles a aplicação de fenton, adsorção por carvão ativado e tratamento físico-químico com cloreto férrico. Embora as tecnologias estudadas tenham apresentado alguma redução da toxicidade do lixiviado, o que foi percebido com o desenvolvimento da pesquisa é que nenhum dos métodos empregados foi eficiente se aplicado sozinho, ou seja, apenas combinando por exemplo, o processo biológico à oxidação com fenton é que poderiam obter resultados mais satisfatórios. Com isso, os autores sugerem outras alternativas, como o processo de micro ou ultrafiltração das membranas associado ao processo de lodos ativados para obtenção de melhores resultados em se tratando de lixiviado de aterro industrial.

Wang *et al.*, (2009) reportaram um estudo sobre a utilização de MBR em tratamento de lixiviado oriundo de um aterro sanitário em Paris. A remoção de DQO foi de 72%, 70% de COT, 98% de nitrogênio amoniacal, 4% de cloretos e 100% de

sólidos sedimentáveis, apresentando melhor relação custo/benefício ao mesmo processo tratado com lodos ativados.

2.5 PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

Processos de separação por membranas são relativamente novos. A tecnologia de membranas foi comercializada inicialmente nos anos 60, para a dessalinização de água do mar, utilizando membranas de osmose reversa (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001).

Habert *et al.*, (1997), definem membranas como uma barreira que separa duas fases e que restringe, total ou parcialmente, o transporte de uma ou várias espécies químicas presentes nas fases.

Processos com membranas para os quais a diferença de pressão é a força motriz têm sido utilizados para fracionar, concentrar e purificar soluções como em hemodiálise, na dessalinização de águas, como separador atuando em células de combustível, no tratamento de água e de efluentes, na obtenção de água com alto grau de purificação, oxigenação do sangue, e inúmeras outras aplicações (STRATHMANN, 2001).

Os processos com membranas podem ser classificados de acordo com o tamanho de poro da membrana, a massa molar da substância a ser separada ou a faixa de pressão em que operam. À medida que o tamanho dos poros diminui, a pressão aplicada aumenta. O objetivo do tratamento determina a seleção do processo e o tipo de membrana a ser empregada.

Em função da natureza e do tipo de solutos e da presença ou não de partículas em suspensão, Schneider e Tsutiya (2001), classificam os processos de acordo com o tipo de membranas empregadas como: Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), Nanofiltração (NF) e Osmose Reversa (OR).

Na microfiltração, o sistema de filtração costuma ser operado sob diferença de pressão de operação de 20 a 200 kPa. Os sistemas com membranas de UF são operados com pressão variando de 200 a 700 kPa, os com membranas de NF com pressão entre 700 e 2000 kPa, enquanto que, para a osmose reversa, pressões da ordem de 2000 a 8000 kPa são necessárias.

A Tabela 4 apresenta algumas características gerais do processo de

separação por membranas.

TABELA 4 – CARACTERÍSTICAS GERAIS DO PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

Processo de Separação	Tamanho dos Poros	Tipo de Permeado	Materiais Removidos
Microfiltração	> 0,05 μm	Água + sólidos dissolvidos	Sólidos suspensos totais, turbidez, protozoários, algumas bactérias e vírus.
Ultrafiltração	0,002 – 0,05 μm	Água + pequenas moléculas	Macromoléculas, colóides, bactérias, alguns vírus, proteínas.
Nanofiltração	< 0,002 μm	Água + moléculas muito pequenas + solutos iônicos	Pequenas moléculas, dureza, vírus.
Osmose Reversa	< 0,002 μm	Água + moléculas muito pequenas + solutos iônicos	Moléculas muito pequenas, cor, dureza, turbidez, sulfatos, nitratos, sódio e outros íons.

FONTE: ADAPTADO METCALF e EDDY (2003)

De acordo com Scheneider e Tsutiya (2001), qualquer material que permita a síntese de filmes com porosidade controlada pode ser utilizado para a fabricação de membranas. Na prática, entretanto, o mercado é dominado por membranas preparadas a partir de materiais poliméricos orgânicos. Os polímeros mais utilizados são acetato de celulose, polisulfona, polietersulfona, polieterimida, poliálcoolvinílico, poliuretana, entre outros. Membranas fabricadas com material inorgânico, apesar de apresentarem melhores resistências mecânica, térmica e química e vida útil mais longa, são mais caras, restringindo sua aplicação a soluções agressivas (pH muito baixo ou muito alto), ou quando a solução problema se encontra em temperatura elevada. As membranas inorgânicas podem ser cerâmicas (de óxidos de zircônio, alumínio ou titânio), de metal e grafite.

Em função das aplicações a que se destinam, as membranas podem ser densas ou porosas, sendo esta característica definida pela superfície da membrana em contato com a solução. Quando a membrana é densa, ou seja, não possui poros na superfície em contato com a solução a ser processada, o transporte das moléculas envolve uma etapa de dissolução (sorção dos componentes na superfície da membrana), difusão através do material que constitui a membrana com posterior dessorção do componente. Já nos processos que envolvem membranas porosas, o transporte é fundamentalmente convectivo, ocorrendo através de seus poros (CHOI

et al., 2002).

Existem quatro configurações de membranas: planas (em placas), espiral, tubulares e fibra oca. O tipo plano, em placas, apresenta diversas variantes, o mais comum consiste em placas delgadas, recobertas em ambas as faces pelas membranas. Nestas placas existem pequenas ranhuras em que flui o permeado depois de passar através da membrana. O permeado chega a um tubo central por onde é coletado.

A configuração de membrana em espiral é constituída por uma envoltória de membrana em torno de uma matriz a qual é ligada a um tubo perfurado. A solução a ser filtrada escoar sobre a membrana enquanto o solvente purificado que passa pela membrana flui para um sistema coletor, por intermédio de um tubo interno. Os dispositivos tubulares consistem em feixes paralelos de tubos de paredes rígidas, porosos ou perfurados. A alimentação pressurizada escoar no interior dos tubos e o permeado goteja pela superfície externa e é reunido por dutos ou vasos apropriados.

Na configuração de membranas com fibras ocas, o líquido de entrada escoar sobre a superfície externa das fibras sob pressão e o permeado é coletado pela parte interna das fibras ocas (PERRY e GREEN, 1999).

Para Cui *et al.*, (2003), ao contrário das membranas planas, as fibras ocas são auto-suportadas, podendo ser submetidas à retrolavagem vigorosa e a fabricação dos feixes é relativamente simples e econômica.

As membranas utilizadas neste estudo são da marca *Ecologix Technology*, sendo de fibra oca, superfície sintética de polipropileno poroso (PP) e fortemente hidrofóbica, apresentadas em módulos conforme mostra a Figura 4.



FIGURA 4 – MEMBRANAS DE FIBRA OCA

FONTE: O AUTOR (2010)

2.6 BIORREATOR À MEMBRANA (MBR)

O biorreator à membrana (MBR) consiste em um reator biológico (biorreator) com biomassa suspensa e a separação de sólidos pela ultrafiltração ou microfiltração dependendo do tamanho dos poros que podem ser de 0,1 a 0,4 μm (METCALF e EDDY, 2003).

Para Cornel e Krause (2006) e Qin *et al.*, (2006), o biorreator à membrana (MBR) é o resultado da combinação do processo convencional de lodos ativados e da separação por membranas. Kader (2007) salienta que as membranas têm por função reter a biomassa, substituindo os decantadores das estações de tratamento biológico convencionais.

O processo de lodos ativados foi inventado em 1914 por Edward Arden e William Lockett da Corporação Manchester na Inglaterra (METCALF e EDDY, 2003) e hoje é a tecnologia mais utilizada no tratamento de efluentes. A retenção de sólidos no sistema biológico é essencial para a obtenção de um efluente com baixa DBO e também para controlar o excesso de lodo, daí a dependência de se ter um sistema de decantação eficiente no sistema de lodos ativados.

Nas últimas quatro décadas pesquisas estudaram vários aspectos dos biorreatores à membrana, e foi observada uma significativa melhora na separação de sólidos, impactando na eficiência e confiabilidade dos processos biológicos em sistema MBR. Yamamoto *et al.*, (1989) foi o primeiro a introduzir membranas submersas no tanque de aeração para separação sólido-líquido (VISVANATHAN *et al.*, 2000).

2.6.1 Tipos de MBR

Para o mercado de tratamento de efluentes domésticos ou industriais existem dois tipos de MBR comercialmente disponíveis conforme mostra a Figura 5: com módulo externo e submerso. Estes biorreatores podem ter os módulos de membrana em configuração tipo casco-tubo ou placa e quadro. No biorreator com módulo externo, os módulos de membrana são instalados fora do tanque aerado. O conteúdo do biorreator é bombeado para os módulos, normalmente tubulares, gerando altas tensões de cisalhamento necessárias para a obtenção de alto fluxo permeado. Embora este tipo de MBR seja simples, estável e de fácil operação,

apresenta um consumo energético significativo devido ao uso de bomba de recirculação e das altas tensões de cisalhamento geradas pela circulação, que, por sua vez, podem provocar danos aos microorganismos.

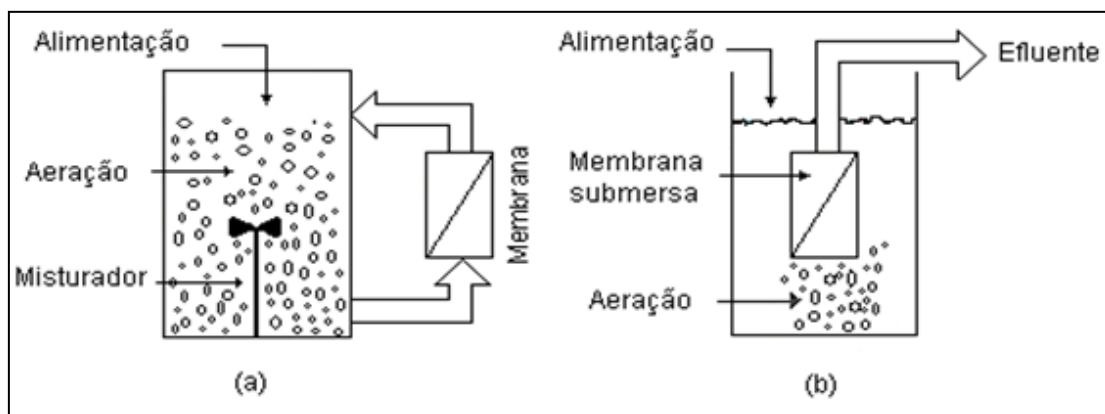


FIGURA 5 – ESQUEMA DO BIORREATOR COM MEMBRANA ACOPLADA EXTERNAMENTE (a) E COM MEMBRANA SUBMERSA (b)

FONTE: SCHEIDER e TSUTIYA (2001)

No tipo submerso, o módulo ou feixe de membranas é imerso no tanque aerado e o filtrado normalmente é succionado através das paredes da membrana. Em geral, os sistemas com membranas submersas utilizam membranas tipo fibra oca ou placa plana. Enquanto as membranas planas são instaladas verticalmente, as fibras ocas podem ser instaladas vertical ou horizontalmente, de modo que o fluxo de bolhas ascendentes move-se frontal ou tangencialmente às fibras. Usualmente o conteúdo do biorreator está em contato com a superfície externa das membranas.

A turbulência existente no tanque aerado e o efeito das bolhas são suficientes para produzir condições de operação satisfatórias para manter o fluxo praticamente constante e a taxa de aumento da pressão transmembrana (PTM) relativamente baixa. O borbulhamento de ar cria um fluxo cruzado na superfície da membrana, induzindo tensões de cisalhamento moderadas que são responsáveis pelo desprendimento das partículas de lodo depositadas na superfície da membrana.

Os módulos empregados para a pesquisa desta dissertação são do tipo submerso, onde as membranas de fibras ocas são instaladas verticalmente dentro do tanque de aeração como apresentadas na Figura 6.



FIGURA 6 – MÓDULOS TIPO SUBMERSOS, MEMBRANA DE FIBRA OCA

FONTE: O AUTOR (2010)

O sistema de filtração das membranas divide-se em frontal e tangencial. Na filtração frontal também denominada *dead-end*, a alimentação é forçada perpendicularmente com relação à membrana. Neste sistema, existe uma concentração elevada de partículas na região próxima a membrana em função do tempo e, conseqüentemente, ocasiona um aumento da resistência e queda do fluxo do permeado, levando à incrustação. Na filtração tangencial, a alimentação é feita paralelamente sobre a superfície da membrana e parte deste fluido é permeado no sentido transversal à membrana. Este sistema permite diminuir a concentração de partículas que se depositam sobre a membrana, proporcionando uma filtração mais eficiente (KOROS *et al.*, 1996).

O sentido da filtração da unidade piloto MBR utilizada para este estudo foi de filtração tangencial, modelo este que permite uma diminuição da incrustação das membranas submersas.

2.7 COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMA MBR E SISTEMA DE LODOS ATIVADOS

A primeira comparação entre sistema MBR e sistemas de lodos ativados convencional (LAC) ou de aeração prolongada (LAAP) é o fato do sistema que emprega MBR dispensar o decantador secundário. Isso devido à retenção total de sólidos pelas membranas. Com isto, o sistema MBR, pode trabalhar com

concentrações de sólidos elevadas sem se preocupar com o dimensionamento do decantador secundário, o que em sistemas de lodos ativados é inaceitável, pois, prejudica o processo de clarificação subsequente e também na transferência de oxigênio adequada.

A elevada concentração de microorganismos no biorreator permite que picos de carga orgânica com toxicidade tenham seus efeitos amenizados e macromoléculas de lenta degradação tenham mais chances de serem degradadas.

Em comparação com os processos de lodos ativados convencionais, o MBR apresenta vantagens operacionais como a independência entre o tempo de retenção de sólidos e o tempo de retenção hidráulico, a utilização de elevadas concentrações biomassa, o que permite a redução do tamanho das unidades de tratamento e diminui geração de lodo, o que implica em redução nos custos do processo (BRINDLE e STEPHENSON, 1996; CICEK *et al.*, 1999; SUMANAWEEERA, 2004; WANG *et al.*, 2009; LOGGENBURG *et al.*, 2010). Algumas comparações entre sistemas MBR, LAC e LAAP são apresentadas na Tabela 5.

Além dessa vantagem, em comparação com as estações de tratamento convencional, as unidades com MBR permitem a produção de um efluente livre de microorganismos e, por substituírem os tanques de decantação, ocupam áreas menores, operando com concentrações de sólidos de 3 até 6 vezes maiores (LOGGENBURG, 2010). Alguns parâmetros operacionais do MBR são apresentados na Tabela 6.

TABELA 5 – COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMA MBR, LAC E LAAP PARA EFLUENTE SANITÁRIO (continua)

Parâmetro	LAC	LAAP	MBR
A/M (kg DBO ₅ /kg SSV d)	0,20 a 0,50	0,05 a 0,15	0,1 a 0,4
SST (mg/L)	1.500 a 4.000	3.000 a 6.000	15.000 a 25.000
TDH (h)	4 a 8	16 a 36	2 a 12
Carga volumétrica (kgDBO ₅ /m ³ TA d)	0,30 a 0,60	0,05 a 0,40	0,10 a 1,50
Q_{rec}/Q_{afl} (%)	25 a 50	100 a 300	-
Idade do lodo (d)	4 a 15	20 a 30	30 a 60
$\mu_{m\acute{a}x}$ (d ⁻¹)	5,0 a 13,0	-	4,0 a 5,0
Kd (d ⁻¹)	0,20 a 0,85	-	0,55 a 1,05
Y_{obs} (kg SSV/kg DQO)	0,10 a 0,55	-	0,05 a 0,20

TABELA 5 – COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMA MBR, LAC E LAAP PARA EFLUENTE SANITÁRIO (continuação)

Parâmetro	LAC	LAAP	MBR
Diâmetro médio dos flocos no TA (μm)	20,0	-	3,5
Remoção de DQO (%)	85 a 90	90 a 95	90 a 98
Remoção de DBO_5 (%)	85 a 95	90 a 95	>97
Remoção de SST (%)	85 a 95	85 a 95	>99
Remoção de CF (%)	60 a 90	70 a 95	99,999 a 99,99999
Turbidez (UNT)	10 a 40	-	0,25 a 0,45

FONTE: JORDÃO e PESSOA (1995); VON SPERLING (2002); GANDER *et al.*, (2000); SCHNEIDER e TSUTUYA (2001); SMITH *et al.*, (2003)

TABELA 6 – PARÂMETROS OPERACIONAIS DO MBR

Parâmetro	Unidade	Valores
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	5000-20000
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	4000-16000
<i>A/M</i>	kg DBO_5 /kg SSV d	0,1-0,4
Tempo Detenção Hidráulico	h	4-6
Idade do lodo	d	5-100

FONTE: ADAPTADO STEPHENSON (2000)

Cicek *et al.*, (1999) fizeram a comparação entre os sistemas MBR e lodos ativados para tratar efluentes de alto peso molecular e difícil tratabilidade. Exceto pela idade do lodo (MBR 30 dias e lodos ativados 20 dias) as condições de operação para ambos os sistemas foram as mesmas. Em relação à remoção de DQO o MBR apresentou eficiência de 99% e o lodos ativados de 94,5%. Em relação à DBO, o MBR apresentou remoção de 96,9% comparado a 92,7% do lodos ativados.

Ambos apresentaram eficiente remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo. O lodo gerado pelo MBR era composto por flocos pequenos sem a presença de bactérias e um número pequeno de filamentosos, nematóides e ciliados. O lodo gerado pelo processo de lodos ativados era composto por flocos grandes com alta concentração de filamentosos e nematóides e a sedimentabilidade do lodo foi melhor no sistema de lodos ativados comparada ao lodo gerado pelo MBR.

2.8 CINÉTICA APLICADA EM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM MBR

Como já mencionado anteriormente, o MBR é um sistema envolvendo dois procesos: o crescimento biológico em suspensão através do sistema de lodos ativados e a microfiltração ou ultrafiltração realizada pelas membranas. Portanto, a cinética do processo de biodegradação microbiana refere-se ao sistema de lodos ativados.

Existe uma variedade de modelos cinéticos que vêm sendo empregados para definir a degradação biológica em sistemas de lodos ativados. Ocorre que, cada modelo tem suas limitações em relação ao tipo de efluente a ser tratado, ao retorno do lodo, ao tipo de alimentação se contínua ou em batelada, entre outras características dos sistemas. O efluente a ser utilizado nesta dissertação é lixiviado de aterro industrial, portanto, não existe uma alimentação homogênea de substrato, e, também é considerado o retorno do lodo, uma vez sendo um sistema de lodos ativados. Um modelo que poderia atender bem ao desenvolvimento desta dissertação e que foi adotado para o estudo cinético foi o modelo de Eckenfelder (ECKENFELDER, 1970).

Ao longo de trinta anos vários modelos cinéticos foram desenvolvidos para descrever o processo de biodegradação pelos microorganismos do lodo ativado. No começo da década de 1920, as primeiras hipóteses para remoção da matéria orgânica foram levantadas. A teoria da adsorção foi dominante durante as décadas de 1930 e 1940, superada apenas em 1942 pela teoria da adsorção/metabolismo, onde além da adsorção, ocorria o metabolismo microbiano. Esta teoria não obteve consenso científico, até que em 1955 pesquisadores começaram a considerar a composição do esgoto e suas relações nas reações (JEPPSSON, 1996).

2.8.1 Modelo cinético de Eckenfelder

O modelo de Eckenfelder baseia-se na cinética de primeira ordem, de forma que a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente em um dado instante. Uma das exigências para o uso deste modelo é que o reator seja de mistura completa, podendo ser em sistema contínuo ou em batelada, por processo aeróbio ou anaeróbio, que empregue a recirculação de sólidos, admitindo-se as seguintes hipóteses (ECKENFELDER, 1989):

- todos os nutrientes necessários ao adequado crescimento biológico estão presentes. A única substância limitante é a matéria orgânica necessária ao crescimento heterotrófico, ou, no caso de organismos autotróficos, é a única fonte de energia;
- as equações aplicam-se aos processos de tratamento de despejos em que as bactérias são os principais organismos estabilizadores do esgoto;
- as equações se aplicam apenas à porção solúvel e biodegradável do despejo;
- não há microorganismos no despejo de entrada;
- a utilização do decantador secundário implica em mais duas hipóteses:
 - a estabilização do despejo pelos microorganismos ocorre apenas no tanque de aeração;
 - o volume utilizado no cálculo da idade do lodo refere-se apenas ao tanque de aeração, pois assume que o decantador serve como um reservatório a partir do qual os sólidos são retornados ao reator para manter uma concentração desejada de biomassa.

O modelo cinético de Eckenfelder possibilita estabelecer os critérios básicos de projeto, pela determinação dos coeficientes de: remoção de substrato, produção de lodo e consumo de oxigênio, necessários para representar um sistema de oxidação biológica (ECKENFELDER, 1970).

2.8.1.1 Taxa de remoção do substrato (k)

A taxa de remoção de substrato determina a velocidade com que ocorre a degradação da matéria orgânica. Para o substrato podem ser utilizados o valor de concentração da DBO₅, DQO ou COT.

A remoção do substrato dS/dt ocorre por uma cinética de primeira ordem, sendo que a taxa de remoção é proporcional à concentração de substrato remanescente, conforme apresentado na Equação 2:

$$\frac{ds}{dt} = -KS \quad (2)$$

Em que:

$$K = k \times X_a$$

K = taxa máxima de utilização do substrato por unidade de massa de microorganismos (d^{-1});

k = taxa de remoção de substrato ($L/mg\ d$);

$X_a = SSV$ = concentração de sólidos suspensos voláteis no biorreator (mg/L).

Substituindo K por k na Equação 2, tem-se a Equação 3:

$$\frac{ds}{dt} = -k \times X_a \times S \quad (3)$$

Ao final do tempo de detenção hidráulico “ t ” no tanque de aeração contínuo, a concentração “ S ” passa a ser igual a “ S_e ”, que substituída na Equação 3 assume a forma da Equação 4:

$$\frac{ds}{dt} = -k \times X_a \times S_e \quad (4)$$

Em que:

S_e = DQO ou DBO_5 no efluente (mg/L).

Multiplicando pelo volume (V) do biorreator e pela vazão de entrada (Q_0) e pela vazão de saída (Q) do biorreator para a verificação do balanço de massa no biorreator, obtém-se a Equação 5:

$$V \times \frac{ds}{dt} = (Q_0 \times S_0 - Q \times S_e) - K \times S \times V \quad (5)$$

Em que:

S_0 = DQO ou DBO_5 no afluente (mg/L);

V = volume do biorreator (L).

Substituindo K por k na Equação 5, tem-se a Equação 6:

$$V \times \frac{ds}{dt} = Q \times S_o - Q \times S_e - k \times X_a \times S_e \times V \quad (6)$$

Considerando estado estacionário, a Equação 6 passa a ter o formato da Equação 7:

$$V \times Q \times S_o - Q \times S_e - k \times X_a \times S_e \times V = 0 \quad (7)$$

Ao dividir a Equação 7 por V, e sendo $V/Q = t$, obtém-se a Equação 8 que será a utilizada para definir o parâmetro cinético k, por meio do gráfico apresentado na Figura 7, conforme menciona Eckenfelder (1989).

$$\frac{S_o - S_e}{X_a \times t} = k \times S_e \quad (8)$$

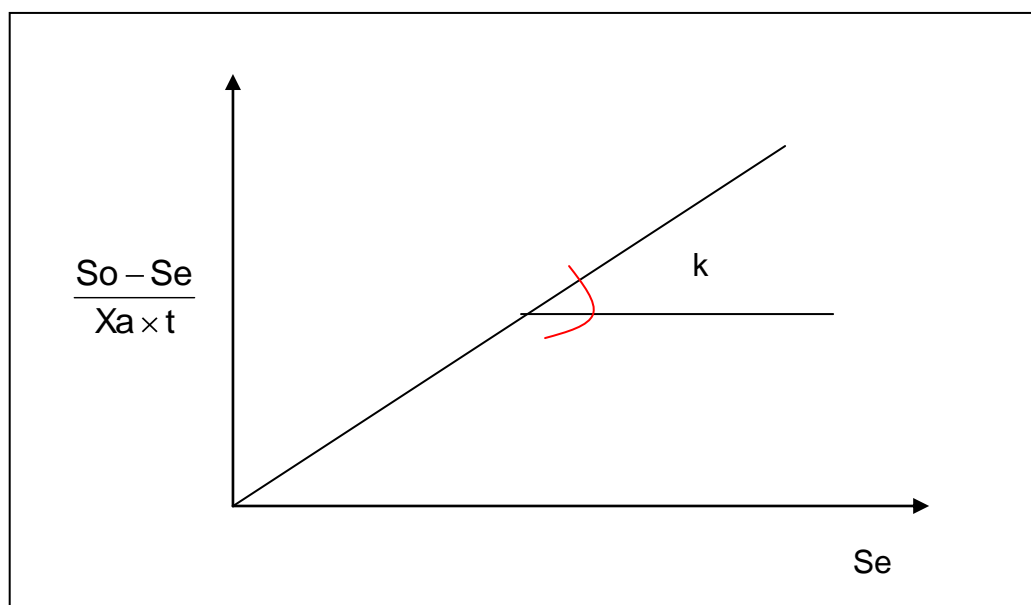


FIGURA 7 – DETERMINAÇÃO DO PARÂMETRO k

FONTE: PAWLOWSKY (2008)

2.8.1.2 Taxas de consumo de oxigênio: a' e b'

Em um sistema de tratamento biológico, parte do substrato é oxidado produzindo energia para o metabolismo celular (anabolismo), e parte é utilizado na

síntese de novas células (catabolismo). Quando a concentração de substrato se torna fator limitante, os microorganismos passam a consumir seu material protoplasmático, sendo essa fase denominada de respiração endógena, o que acarreta mais consumo de oxigênio (ECKENFELDER, 1989).

Os parâmetros a' e b' caracterizam a quantidade de oxigênio utilizado para a produção de energia e a quantidade de oxigênio utilizado para a respiração endógena respectivamente. As Equações 9 e 10 definem estes dois parâmetros.

$$a' = \frac{\text{massa de O}_2 \text{ utilizada para produção de energia}}{\text{massa substrato removida}} \quad (\text{adimensional}) \quad (9)$$

$$b' = \frac{\text{massa de O}_2 \text{ utilizada para respiração endógena}}{\text{massa SSV no biorreator}} \quad (\text{d}^{-1}) \quad (10)$$

Observa-se que a constante a' está relacionada com a produção de energia devido ao oxigênio, representando uma fração da massa de substrato removido ao longo de um dia de acordo com a Equação 11.

I. remoção biológica da matéria orgânica – a' :

$$(a' \times (S_o - S_e) \times Q) \quad \text{mg/d} \quad (11)$$

A constante b' , demonstra a necessidade de oxigênio para a fase da respiração endógena, a qual ocorre na biomassa no interior do biorreator e é representada pela Equação 12:

II. respiração endógena – b' :

$$(b' \times X_a \times V) \quad \text{mg/d} \quad (12)$$

A determinação das constantes a' e b' dependem da taxa de consumo de oxigênio, R_r , por dia por unidade de volume do biorreator. A taxa R_r é encontrada a partir de um gráfico que apresenta a medida da concentração de oxigênio dissolvido (OD) ao longo de um tempo (t), por meio de ensaio de respirometria.

O ensaio de respirometria foi adaptado do método experimental simplificado,

descrito no trabalho “Uso da respirometria para a caracterizacao de esgotos domésticos: aplicação, limites e apresentação de método simplificado”, apresentado no XVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental (FERREIRA, 2002), que considera a avaliação direta de respirogramas (SPANJERS *et al.*, 1999) e a utilização de equipamentos menos sofisticados (GERNAEY *et al.*, 1997; XU e HASSELBLAD, 1996).

Para tanto, uma amostra é coletada em um frasco de DBO diretamente do biorreator, completado até a boca no qual é introduzido um oxímetro. A amostra precisa ser constantemente agitada. Começam-se as medições dentro de um intervalo de tempo t até o valor do oxigênio dissolvido se estabilizar próximo a zero. Foi fixado para esta pesquisa o tempo máximo de 60 (sessenta) minutos para a duração dos testes, com intervalos para a leitura do OD a cada 15 (quize) minutos.

Estas medições geram um gráfico do tipo OD x Δt , em que se obterá a taxa R_r , como apresentado na Figura 8.

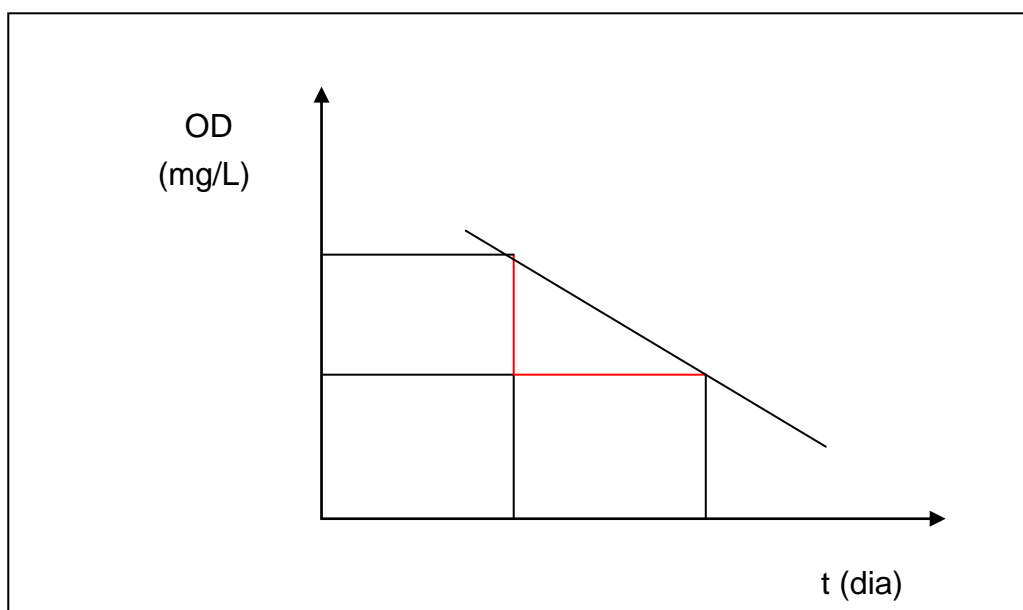


FIGURA 8 – DETERMINAÇÃO DA TAXA DE RESPIRAÇÃO R_r

FONTE: PAWLOWSKY (2008)

A partir do gráfico apresentado na Figura 8, pode-se encontrar o valor de R_r , conforme a Equação 13:

$$R_r = \frac{\Delta OD}{\Delta t} \quad (\text{mg/L d}) \quad (13)$$

Ao se encontrar o valor de R_r , multiplica-se pelo volume do biorreator (V) e

tem-se o valor da taxa em massa pelo tempo, como demonstra a Equação 14:

$$R_r \times V = a' \times (S_o - S_e) \times Q + b' \times X_a \times V \quad (\text{mg/d}) \quad (14)$$

A partir da Equação 14 encontram-se as Equações 15 e 16 as quais definem os parâmetros a' e b' :

$$a' = \frac{\text{mg O}_2}{\text{mg DBO}_5 \text{ removido}} \quad (15)$$

$$b' = \frac{\text{mg O}_2}{\text{mg SSV dia}} \quad (16)$$

Dividindo a Equação 14 por $X_a \times V$, obtém-se a Equação 17, a qual origina o gráfico da Figura 9 em que se pode encontrar os valores das constantes a' e b' .

$$\frac{R_r}{X_a} = a' \times \frac{(S_o - S_e)}{X_a \times t} + b' \quad (17)$$

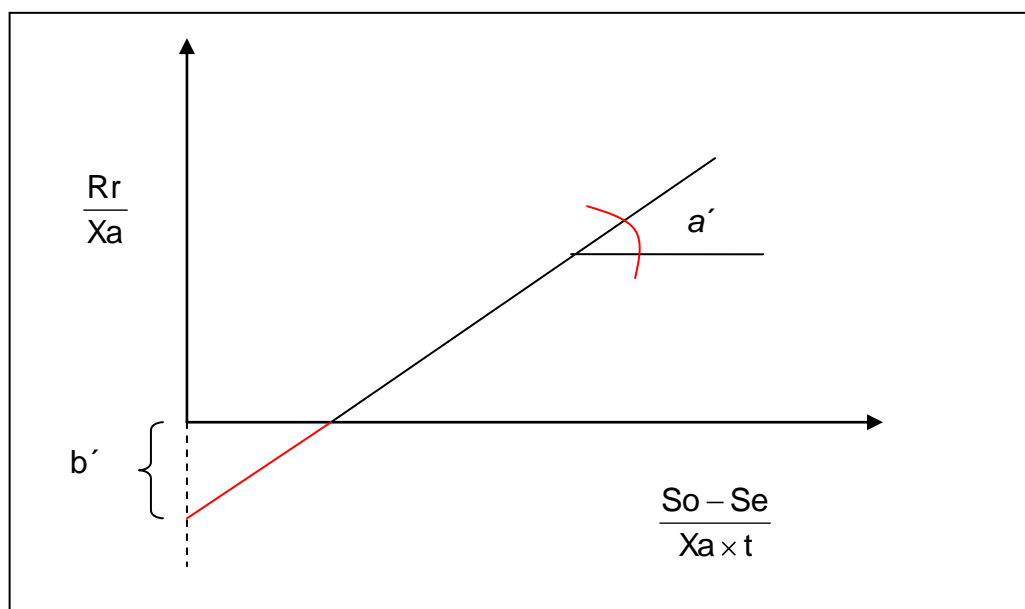


FIGURA 9 – DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS a' E b'

FONTE: PAWLOWSKY (2008)

2.8.1.3 Taxas de produção de lodo biológico: a e b

O lodo gerado pelo processo de lodos ativados originado pela oxidação biológica do efluente pode ser estimado pelos parâmetros a e b . O valor de a é definido como a quantidade de microorganismos ativos produzidos com relação à quantidade de substrato removido, representado pela Equação 18:

$$a = \frac{\text{massa de SSV produzidos}}{\text{massa substrato removida}} \quad (\text{adimensional}) \quad (18)$$

O valor de b representa a quantidade de lodo biológico total que foi oxidado no biorreator (respiração endógena). A equação que define este parâmetro é dada pela Equação 19:

$$b = \frac{\text{massa SSV oxidada ao dia (respiração endógena)}}{\text{massa SSV no biorreator}} \quad (\text{d}^{-1}) \quad (19)$$

Os componentes das relações matemáticas a respeito do acúmulo de lodo no sistema de lodo ativado incluem:

- aumento no lodo devido à síntese celular: $(a \times (S_o - S_e) \times Q)$;
- diminuição no lodo devido à respiração endógena (oxidação celular): $(b \times X_a \times V)$ (ECKENFELDER, 1989).

Com isto, resulta-se na Equação 20:

$$\Delta X_v = a \times (S_o - S_e) \times Q - b \times X_a \times V \quad (\text{mg/d}) \quad (20)$$

Dividindo por $X_a \times V$, obtém-se:

$$\frac{\Delta X_v}{X_a \times V} = a \times \frac{(S_o - S_e)}{X_a \times t} - b \quad (21)$$

A determinação destes parâmetros também é por meio de gráfico conforme apresentado na Figura 10.

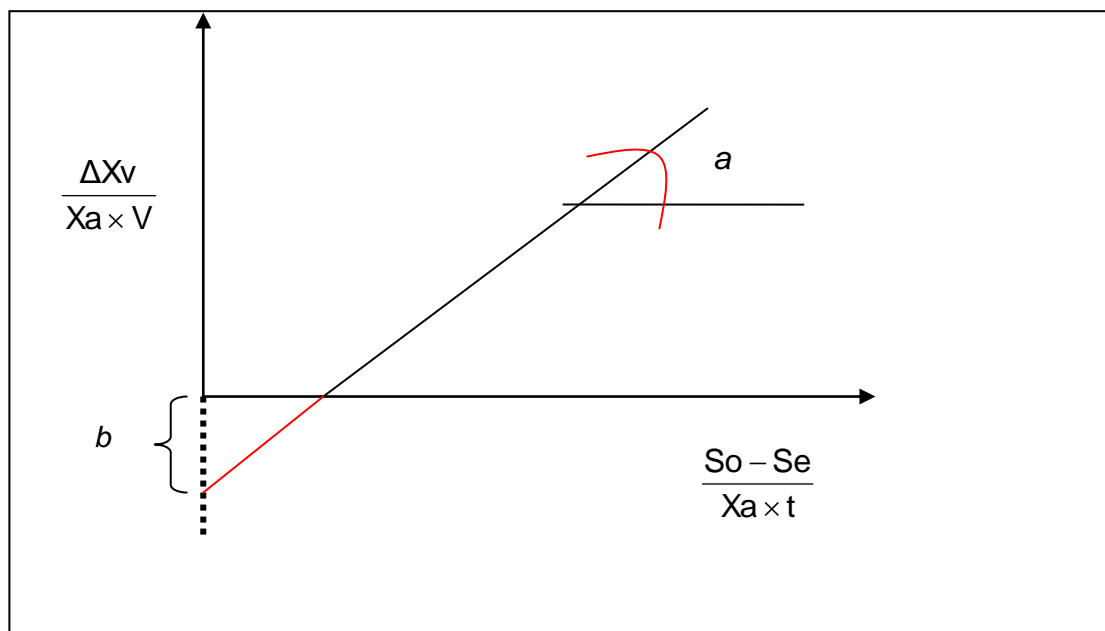


FIGURA 10 – DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS a E b

FONTE: PAWLOWSKY (2008)

2.9 CONTROLE DE PROCESSO APLICADO EM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS EM MBR

Quando se une o sistema de lodos ativados ao biorreator à membrana (MBR), o controle de processo torna-se mais complexo, uma vez que, para alcançar os parâmetros cinéticos desejados, devem ser consideradas as características físico-químicas das membranas utilizadas. Como mencionado no item 2.8.1, os parâmetros cinéticos para se determinar a taxa de remoção do substrato, o consumo de oxigênio e a produção de lodo devem obedecer a uma cinética de primeira ordem, no caso desta dissertação, utilizando o modelo cinético de Eckenfelder. Estes parâmetros podem ser controlados por meio da relação alimento/microorganismos (A/M) ou ainda por meio da idade do lodo (θ_c).

a) controle por meio da relação A/M :

Esta relação apresenta o conceito de que a quantidade de substrato

(alimento) disponível por unidade de massa dos microorganismos está relacionada diretamente à eficiência do sistema (VON SPERLING, 2002).

Para esta dissertação foi utilizada esta relação como parâmetro de controle, por meio da qual esta pesquisa foi desenvolvida utilizando-se da Equação 22:

$$\frac{A}{M} = \frac{S_o \times Q}{X_a \times V} \quad (\text{kg DQO ou DBO}_5 \text{ d}^{-1}) \quad (22)$$

A carga orgânica mássica (A/M) é a relação entre a massa de alimento (fonte de carbono), expressa em termos de DBO_5 ou DQO, que é alimentada diariamente biorreator e a massa de microorganismos contida nesse biorreator.

Nos processos de lodos ativados, o uso de baixas relações A/M , conduz a melhores eficiências de degradação, com baixa produção de biomassa, sendo que esta é tão mais mineralizada quanto mais elevado o consumo de oxigênio, quando comparados com processos operando com alta carga.

Para sistema de lodos ativados com aeração prolongada a faixa de A/M utilizada varia de $0,04 \text{ d}^{-1}$ a $0,15 \text{ d}^{-1}$, (METACALF e EDDY, 2003). Entretanto, por tratar-se de um sistema de lodos ativados aplicado em MBR, conforme já mencionado, os parâmetros são diferentes.

Em Stephenson *et al.*, (2000) e Metcalf e Eddy (2003), os valores de A/M apresentados para MBR estão na faixa de $0,1$ a $0,4 \text{ kg DBO}_5 \text{ d}^{-1}$.

b) controle por meio da idade do lodo:

O controle da taxa de crescimento de microorganismos e do grau de estabilização do despejo é realizado pela purga diária de uma determinada porcentagem da massa celular do sistema (PAWLOWSKY, 2008).

A idade do lodo ou tempo de residência celular é dada pela Equação 23:

$$\theta_c = \frac{\text{massa biológica sob aeração}}{\text{massa biológica descartada do sistema por dia}} \quad (\text{d}) \quad (23)$$

Quando o descarte é realizado diretamente no biorreator, utiliza-se a Equação 24:

$$\theta_c = \frac{V \times X_a}{Q_w \times X_a + (Q - Q_w) \times X_e} = \frac{V}{Q_w} \quad (d) \quad (24)$$

Em que:

X_e = concentração de sólidos no retorno do lodo (mg/L). Em sistema MBR o valor de X_e é desprezível;

Q_w = vazão do efluente (L/h);

Q = vazão do afluente (L/h).

Para sistemas de lodos ativados, θ_c é uma variável fundamental, pois, um valor elevado de θ_c resulta em degradação mais eficiente. Se θ_c for reduzido para um valor menor do que o tempo médio de geração celular, a biomassa será arrastada do reator. Para o caso do MBR, em que a etapa de sedimentação não é necessária, a concentração de sólidos no biorreator é igual à concentração do “sedimentado”. Para o MBR, não há arraste de biomassa, pois esta fica retida pelas membranas.

Embora a sedimentabilidade do lodo não seja um fator fundamental para a operação do MBR, o Índice Volumétrico do Lodo (IVL) é um bom parâmetro para avaliação das condições da biomassa. O IVL é definido pela relação entre o volume de lodo após 30 minutos de decantação e a massa de sólidos suspensos presente neste volume, podendo ser expresso em ml/g SSV (VIERO, 2006). Para a verificação do IVL é retirada uma amostra do biorreator e colocada em uma proveta de 1L. Após 30 minutos de decantação, a quantidade sedimentada é o correspondente à concentração de sólidos suspensos no interior do biorreator. O valor numérico pode ser calculado pela Equação 25:

$$IVL = \frac{\text{volume de lodo sedimentado, ml/L } (10^3 \text{ mg/g})}{SST, \text{ mg/L}} \quad (\text{ml/g}) \quad (25)$$

Segundo JORDÃO (1998), valores do IVL acima de 200 costumam ser uma indicação de lodo de má qualidade e má sedimentabilidade, enquanto valores entre 40 e 150 têm indicado uma boa qualidade do lodo formado.

A idade do lodo em MBR pode ser controlada independentemente do tempo de detenção hidráulico (TDH). O MBR pode ser operado com um valor de idade do

lodo elevada, por exemplo, acima de 100 dias, nestes casos, a idade de lodo pode ser considerada como infinita (VISVANATHAN *et al.*, 2000).

O efluente tratado, chamado de permeado, não contém sólidos, devido à filtração por membranas. A suspensão do biorreator é considerada homogênea, em que a concentração de sólidos é a mesma em todo o biorreator. A idade do lodo, para os biorreatores à membrana submersa, pode ser definida como uma relação entre o volume contido no biorreator e a taxa de extração da suspensão biológica (WISNIEWSKI E GRASMICK, 1996).

Para o fabricante, *Ecologix Technology*, da unidade piloto *EcoMem – 10 PKG*, utilizada na pesquisa desta dissertação, a idade do lodo utilizada é de 100 dias. Nesta dissertação, a variação da idade do lodo foi o parâmetro de controle para manter a quantidade de sólidos suspensos voláteis no biorreator, conforme será explicado no item 3 Material e Métodos.

Além da relação A/M e da θ_c , outro parâmetro que pode ser utilizado para o projeto e operação de biorreatores é o tempo de detenção hidráulico. O tempo de detenção hidráulico, TDH, é dado pelo volume do biorreator dividido pela vazão, definido pela Equação 26:

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (d) \quad (26)$$

Normalmente, o custo do tratamento diminui com o TDH. No entanto, há restrições quanto ao uso de tempos de detenção hidráulico reduzidos, visto que a capacidade de processamento de picos de carga orgânica diminui. Além disso, a redução de TDH deveria ser compensada por um aumento na concentração de biomassa, de forma a produzir uma biodegradação eficiente, o que não se consegue obter nos sistemas convencionais. Concentrações elevadas de biomassa são inaceitáveis, em sistemas de tratamento de efluentes convencionais, em função da possibilidade de problemas como a sobrecarga do processo de clarificação subsequente, bem como da dificuldade de transferência de quantidades de oxigênio adequadas.

Para o MBR, com membranas submersas, é possível operar com TDH bastante baixo, da ordem de 2 a 3 horas, com desempenho bastante satisfatório, sendo que em muitas situações, os biorreatores são operados com valores de θ_c

acima de 20 dias (VIERO, 2006).

Além dos parâmetros citados, a relação de nutrientes $\text{DBO}_5\text{:N:P}$ (100:5:1) presentes no afluente, deve ser mantida para manutenção do sistema biológico, bem como o pH que deve estar entre 6 a 9 (METCALF e EDDY, 2003).

2.10 FENÔMENOS DA POLARIZAÇÃO DE CONCENTRAÇÃO E DA INCRUSTAÇÃO

A grande dificuldade na utilização de MBR são as interações entre a membrana e o conteúdo do biorreator (polarização de concentração e incrustação), que ocorrem em todos os processos de separação com membranas e reduzem o fluxo do permeado, aumentando a área de membrana necessária ao processamento.

O termo polarização de concentração se refere ao gradiente de concentração de materiais rejeitados que se estabelece sobre a superfície da membrana, dando origem a uma camada limite determinada pela espessura desta região polarizada, logo acima da superfície da membrana.

Quando o efluente apresenta material em suspensão pode haver a formação de uma torta que se deposita sobre a membrana. Esta torta costuma aumentar a seletividade da membrana, porém diminuir sua permeabilidade.

Com o passar do tempo, o processo de filtração sofre um decréscimo contínuo do fluxo permeado, sendo esta queda atribuída à incrustação. A incrustação, também chamada de *fouling*, pode ser entendida como o conjunto de fenômenos capazes de provocar uma queda no desempenho da membrana com o tempo, quando se trabalha com uma solução ou suspensão e suas consequências são total ou parcialmente irreversíveis (ZHANG *et al.*, 2008).

Os principais fenômenos que contribuem para a incrustação são:

- bloqueio dos poros da membrana;
- adsorção de partículas na superfície da membrana e/ou no interior de seus poros devido a interações entre os solutos presentes na solução a ser tratada e o material da membrana;

- formação de camada gel. Grandes concentrações de soluto na superfície da membrana podem causar sua precipitação, formando uma camada gel.

Componentes inorgânicos não são considerados os principais causadores da incrustação, uma vez que estão presentes em pequenas quantidades e que são suficientemente pequenos para passar pelos poros das membranas. Já compostos orgânicos como proteínas e polissacarídeos podem representar uma parcela importante na incrustação em MBR, visto que são compostos majoritários no interior do biorreator.

É importante introduzir aqui o termo bioincrustação ou *biofouling* que, segundo Scheneider e Tsutiya (2001), é o principal fenômeno responsável pela queda gradual, porém contínua, do fluxo permeado na filtração de suspensões. O *biofouling* é caracterizado pela incorporação de matéria orgânica na torta e pelo crescimento de comunidades microbianas na membrana. Os microrganismos ficam envoltos por um gel composto de substâncias poliméricas extracelulares, conhecidos como EPS, e que podem ser produzidos pelos próprios microrganismos. A camada que se estabelece passa a funcionar como uma camada filtrante adicional o que leva à necessidade de limpezas químicas com mais frequência e à redução da vida útil das membranas.

De um modo geral, os fatores que levam à incrustação em MBR são na verdade uma série de fatores combinados entre si tais como o modo de operação, as características da membrana, as características da biomassa e as interações físico-químicas entre o efluente e a membrana.

2.10.1 Minimização dos efeitos da polarização de concentração e da incrustação

Para minimizar os efeitos da polarização de concentração e da incrustação, deve-se antes de tudo selecionar o modo apropriado para operar o sistema desde sua partida, procurando-se selecionar condições ótimas operacionais. Pode-se ainda realizar um pré-tratamento da suspensão e/ou inserir ar junto com a corrente de alimentação do módulo (YU *et al.*, 2003; CUI *et al.*, 2003).

Além das estratégias acima citadas, para recuperar ao menos parcialmente o fluxo permeado, adota-se a realização de retrolavagens e de limpezas químicas

periódicas (CAMPOS, 2000; OGNIER *et al.*, 2004).

2.10.1.1 Retrolavagem

Uma vez tendo-se observado a redução do fluxo de permeado por formação de torta ou entupimento dos poros da membrana, a retrolavagem é uma técnica bastante eficiente para recuperação do fluxo. A retrolavagem empurra as partículas aderidas à estrutura dos poros para o líquido e remove, parcialmente, a torta formada na superfície das membranas. A frequência e a vazão de retrolavagem estão relacionadas às condições de operação dos MBR e às características do efluente a ser tratado. De todas as técnicas empregadas para a manutenção do fluxo permeado em valores relativamente constantes, a mais utilizada é a retrolavagem (CÔTÉ *et al.*, 1998).

A retrolavagem ocorreu em todos os ciclos de filtração no decorrer deste estudo, uma vez que a unidade piloto dispõe deste procedimento. A duração do tempo de retrolavagem foi modificada dependendo da PTM (pressão transmembrana), a fim de diminuir a pressão na linha de sucção, que é um dos principais indicativos da incrustação na membrana. É chamado de retrolavagem devido ao caminho inverso da filtração (sucção).

Concomitantemente com o processo de retrolavagem é possível a utilização de ar para auxiliar na diminuição da incrustação. De acordo com Chang e Judd (2002), a retrolavagem tem influência um pouco melhor do que a injeção de ar nas membranas, embora o uso combinado de injeção de ar e retrolavagem seja o que produz fluxos permeados maiores, ou seja, há menos influência da polarização de concentração e incrustação (CÔTÉ *et al.*, 1998).

A unidade piloto *Ecomen MBR* utilizada para este estudo contém um recurso o qual permite a inserção de ar de bolhas grossas próximas aos módulos submersos das membranas, no intuito de manter as partículas em suspensão. Para tanto, faz-se necessária uma manobra de válvula na saída do soprador instalado no conjunto MBR.

2.10.1.2 Limpeza química

As membranas podem ser submetidas a limpezas químicas periódicas, para

se obter recuperação do fluxo permeado. De modo geral, os operadores de MBR utilizam as técnicas de limpeza de membranas sugeridas pelos fabricantes ou fornecedores de produtos químicos. Quanto mais se souber sobre a natureza da incrustação, melhor será a seleção de técnicas de limpeza, tanto do ponto de vista da eficiência, quanto da economia do processo.

Evidentemente, a eficiência de um determinado procedimento de limpeza está diretamente relacionada à incrustação. Geralmente o tipo de incrustação determina o tipo de limpeza necessária. A limpeza química, normalmente, é mais agressiva e, embora fatores como temperatura e tempo de contato sejam importantes, a reação é a principal responsável pela recuperação da permeabilidade. A limpeza mecânica baseia-se na remoção de sólidos aderidos à membrana, através de turbulência, que pode ser feita por meio da aeração, retrolavagem e relaxação.

A frequência das limpezas químicas é menor se comparadas com a frequência das limpezas mecânicas. É fundamental aperfeiçoar a frequência das limpezas mecânicas e utilizar as limpezas químicas apenas como procedimento de apoio, para prolongar a vida útil do sistema.

De acordo com o fabricante da empresa *Ecologix Technology*, a limpeza química deve ser realizada quando o fluxo do permeado diminuir, ou ainda, quando a PTM estiver alta (acima de 350 kPa). A lavagem química se dá em três etapas:

- com água limpa para a retirada de material visível depositados sobre as membranas;
- com solução 200 ppm de hipoclorito de sódio por 3 horas e na sequência;
- com solução a 2% de ácido cítrico.

Esta lavagem é realizada com a retirada das membranas do tanque de aeração, pois a unidade piloto não possui o sistema lavagem *clean in place (CIP)*.

De acordo com Flemming *et al.* (1996) e Flemming *et al.* (1997), o NaOCl desestabiliza a torta de lodo que se deposita nas membranas, através da reação com as proteínas e os EPS (substâncias poliméricas extracelulares).

2.11 REUSO DO EFLUENTE TRATADO E PADRÕES PARA LANÇAMENTO

Considerando as limitações dos mananciais de superfície, é provável que, num futuro não muito distante, as águas subterrâneas venham ser preferencialmente destinadas ao abastecimento público. Muito dos mananciais utilizados tanto para abastecimento industrial, quanto para abastecimento público, estão cada vez mais poluídos e deteriorados, seja pela falta de controle, seja pela falta de investimentos de coleta, tratamento e disposição final de efluentes e na disposição final de resíduos sólidos. Em decorrência dessas tendências, uma alternativa para atividade industrial é o reuso do efluente (MANCUSO E SANTOS, 2003).

WESTERHOFF (1984) classifica reuso de água em duas grandes categorias: potável e não potável. Por sua praticidade e facilidade, essa classificação, foi adotada pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), seção São Paulo. Segundo Westerhoff (1984), o reuso potável pode ser direto, quando o esgoto tratado, através de processo de tratamento adequado, é diretamente reutilizado em sistemas de abastecimento de água potável. O reuso potável indireto caracteriza-se quando o esgoto tratado é despejado em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos e após diluição e autodepuração natural é captado a jusante e tratado para abastecimento de água potável.

No Brasil a legislação federal estabelece padrões microbiológicos para as águas tratadas destinadas a consumo público (padrões de potabilidade) definidos pela Portaria 518/2004.

Os padrões microbiológicos para as águas brutas destinadas a diversos usos como captação e tratamento para consumo, preservação da flora e da fauna, irrigação (padrões de qualidade em geral ou padrões ambientais) e padrões microbiológicos para banho (padrões de balneabilidade) são definidos pela Resolução CONAMA Nº 357/05, conforme apresentados na Tabela 7.

TABELA 7 – PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES E PADRÃO DE QUALIDADE DE ACORDO COM AS CLASSES DAS ÁGUAS DOCES

Parâmetros	Padrões de lançamento de efluentes	Classificação das águas doces			
		1	2	3	4
Temperatura	< 40 °C ¹				
Cor (Pt/L)		NCN	75	75	
Odor		A	A	A	NO
Espuma		A	A	A	A
Materiais flutuantes	Ausência	A	A	A	A
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	≤1mg/L, 1 h em cone Imhoff ²				
pH	5 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9	6 a 9
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)		200	1000	4000	
Coliformes totais (NMP/100 ml)		1000	5000	20000	
Turbidez (UNT)		≤ 40	100	100	
Óleos e graxas (mg/L)	óleo mineral: 20 mg/L; óleo vegetal e gordura animal: 50 mg/L	A	A	A	I
Fósforo total (mg/L)		0,025 ⁵ 0,1 ⁶	0,05 ⁵ 0,03 ⁷		
OD (mg/L O ₂)		> 6	> 5	> 4	> 2
Cloretos (mg/L)		≤ 250	≤ 250	≤ 250	
Nitrato (mg/L)		10	10	10	
Nitrito (mg/L)		1	1	1	
Nitrogênio amoniacal (mg/L)		variável ⁸	variável ⁸	variável ⁹	
DBO (mg/L)	³	≤ 3	≤ 5	≤ 10	
DQO (mg/L)	⁴				

FONTE: RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357 (2005)

NOTA: A: ausente; I: iridescências; NCN: nível de cor natural do corpo d'água; ¹ a variação da temperatura no corpo receptor não deverá exceder a 3 °C na zona de mistura; ² para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes; ³ valor de acordo com a LO emitida pelo órgão ambiental local; ⁴ valor de acordo com a LO emitida pelo órgão ambiental local; ⁵ ambiente intermediário; ⁶ ambiente lótico; ⁷ ambiente lêntico; ⁸ 3,7 mg/L para pH ≤ 7,5, 2,0 mg/L para 7,5 < pH ≤ 8,0, 1,0 mg/L para 8,0 < pH ≤ 8,5 e 0,5 mg/L para pH > 8,5; ⁹ 13,3 mg/L para pH ≤ 7,5, 5,6 para 7,5 < pH ≤ 8,0, 2,2 mg/L para 8,0 < pH ≤ 8,5 e 1,0 mg/L para pH > 8,5.

A Resolução CONAMA Nº 357/05 classifica as águas segundo seus usos preponderantes em nove classes. Na Seção I, Art. 4º desta mesma Resolução, as águas doces são enquadradas nas quatro primeiras classes: Classe Especial: abastecimento doméstico, sem prévia ou simples desinfecção; Classe 1: ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado, à proteção de comunidades aquáticas, à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho) e à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas sem remoção de película; Classe 2: ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças e

plantas frutíferas e à criação natural (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana; Classe 3: ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras e à dessecação de animais; Classe 4: navegação, harmonia artística e aos usos menos exigentes.

Segundo a NBR 13.969/97, o reuso da água é recomendado como uma forma de disposição final de efluentes, orientando o usuário às alternativas técnicas viáveis para proceder ao tratamento e disposição final de efluentes.. Em termos gerais, podem ser definidos as seguintes classificações e respectivos valores de parâmetros para efluentes, conforme reuso, de acordo com a NBR 13.969/97 da ABNT, como mostra a Tabela 8.

TABELA 8 - CLASSIFICAÇÃO E PARÂMETROS DO EFLUENTE TIPO DE REUSO

Classes	Parâmetros	Comentários
Classe 1 – Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluindo chafarizes.	- turbidez < 5 UNT; - coliformes termotolerantes – inferior a 200 NMP/100 ml; - sólidos dissolvidos totais < 200 mg/L; - pH entre 6 e 8 - cloro residual entre 0,5 mg/L e 1,5 mg/L	Nesse nível, serão geralmente necessários tratamentos aeróbios, seguidos por filtração convencional e finalmente cloração. Pode-se substituir a filtração convencional por membranas filtrantes.
Classe 2 – Lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes.	- turbidez < 5 UNT; - coliformes termotolerantes inferior a 500 NMP/100 ml; - cloro residual superior a 0,5 mg/L	Nesse nível é satisfatório um tratamento aeróbio, seguido por filtração e desinfecção. Pode-se substituir a filtração convencional por membranas filtrantes.
Classe 3 – Reuso nas descargas das bacias sanitárias.	- turbidez < 10 UNT; - coliformes termotolerantes inferior a 500 NMP/100 ml;	Tratamento aeróbio seguido de filtração e desinfecção satisfaz a este padrão.
Classe 4 – Reuso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através do escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.	- coliformes termotolerantes inferior a 5000 NMP/100 ml; - oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L.	As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.

FONTE: ABNT – NBR 13.969/97

Outra fonte de orientação para o reuso de água tratada no Brasil foi apresentado pelo Programa de Pesquisas em Saneamento Básico, PROSAB, Edital

05 – Desenvolvimento e aperfeiçoamento de tecnologias de condicionamento e de reuso de águas residuárias, considerando a qualidade do efluente tratado necessária para as possíveis utilizações e para atender ao padrão do enquadramento e aos múltiplos usos dos corpos d'água (MOTA e VON SPERLING, 2009), em que são apresentados subsídios para a regulamentação do reuso de efluente tratado para reuso agrícola.

O PROSAB também ressalta que por não haver uma normativa específica para a qualidade das águas de reuso no Brasil, o estabelecimento de instrumentos legais deve se embasar em estudos e verificações científicas no meio técnico-científico brasileiro e por valores adotados internacionalmente.

Como não há ainda legislação brasileira específica para o reuso, até o momento, as ações têm-se orientado por critérios de outros países e/ou Organização Mundial da Saúde (OMS). A USEPA (2004), Agência de Proteção Ambiental Americana, em seu guia de reuso de água, sugere diretrizes para o reuso de água em países e que não possuem legislação formada, conforme mostra a Tabela 9.

TABELA 9 – PADRÕES DA USEPA PARA REUSO POTÁVEL INDIRETO (continua)

Tipo de reuso	Tratamento	Qualidade da água recuperada ¹	Monitoramento da água recuperada	Comentários
<i>Reuso Potável Indireto com Incremento em Águas Superficiais</i>	- Secundário ² ; - Filtração ³ ; - Desinfecção ⁴ ; - Tratamento Avançado ⁵ .	Inclusive mas não limitados aos que seguem: - pH: 6,5-8,5; - ≤ 2 UTN ⁶ ; - coliformes totais: não detectáveis em 100 ml; - 1 mg/L Cl ₂	Inclusive mas não limitados aos que seguem: - pH – diário; - coliformes totais – diário; - Cl ₂ residual - contínuo; - Requisitos das normas e padrões de água potável; Trimestral;	- O nível de tratamento recomendável para cada caso depende de fatores como qualidade do esgoto afluente, tempo e distância do ponto de captação, diluição e posterior tratamento da água para fins potáveis antes da distribuição; - A água recuperada não deve conter níveis mensuráveis de patógenos viáveis;

TABELA 9 – PADRÕES DA USEPA PARA REUSO POTÁVEL INDIRETO
(continuação)

Tipo de reuso	Tratamento	Qualidade da água recuperada ¹	Monitoramento da água recuperada	Comentários
<i>Reuso Potável Indireto com Incremento em Águas Superficiais</i>		residual; - ≤ 3 mg/L de COT ⁷ ; - Requisitos das normas e padrões de água potável.	Outros ⁸ - dependem dos constituintes.	- Nível elevado de cloro residual e mais tempo de contato são necessários na Desinfecção para Assegurar inativação de vírus e protozoários.

FONTE: ADAPTADO DE USEPA (2004)

NOTA: ¹ Salvo notações diferentes, a aplicação dos limites de qualidade recomendados para água recuperada é no ponto de descarte das instalações de tratamento; ² Processos de tratamento secundário incluem lodos ativados, filtro biológico e lagoas de estabilização. Devem produzir efluente com no máximo 30 mg/L SS e de DBO₅; ³ Filtração é o processo de passagem do esgoto por leitos de areia ou antracito, filtros de tecido ou por membranas;; ⁴ Desinfecção consiste na destruição, inativação ou remoção microorganismos patogênicos por meios químicos, físicos ou biológicos. Pode ser realizada através da cloração, radiação UV, ozonização, outros desinfetantes químicos, membranas ou outros processos; ⁵ processos de tratamentos avançados incluem clarificação química, adsorção com carvão ativado, osmose reversa e outros processos com membranas, lavagens de gases, ultrafiltração e troca iônica; ⁶ UNT = Unidade nefelométrica de turbidez. Limite de turbidez recomendável antes da desinfecção. A média de turbidez deve ser baseada no período de 24 h. A turbidez não deve exceder 5 UNT em qualquer período. Se adotado sólidos sedimentáveis (SS) em vez de turbidez, o SS não deve exceder a concentração de 5 mg/L.; ⁷ COT – Carbono orgânico total; ⁸ O monitoramento deve incluir compostos orgânicos e inorgânicos, ou classes de compostos, que são conhecidos ou suspeitos de serem tóxicos, carcinogênicos, teratogênicos, ou mutagênicos e que não estejam incluídos nos parâmetros de água potável.

2.11.1 Aplicação de MBR para fins de reuso

O processo de MBR é considerado um elemento chave para o avanço do reuso de efluentes tratados, sendo utilizados ao redor do mundo para recarga de águas superficiais, reuso potável indireto e reuso de águas industriais (WINTGENS *et al.*, 2005; QIN *et al.*, 2006).

Por se tratar de um sistema compacto e produzir um permeado de alta qualidade, o MBR com membranas submersas tem sido utilizado para reuso de efluentes em diversos países, como Japão, Alemanha, EUA, França, Coréia, entre outros (STEPHENSON *et al.*, 2000).

Lawrence *et al.*, (2002) realizaram um estudo sobre a utilização do MBR com membranas submersas para tratamento e reuso do efluente doméstico municipal na Califórnia, Estados Unidos. O estudo demonstrou a alta qualidade alcançada pelo MBR, apresentando um permeado isento de sólidos, remoção total de coliformes totais e termotolerantes, turbidez a valores de 0,1 UNT, completa nitrificação e desnitrificação parcial. Tal estudo foi patrocinado pelo governo do Egito, que em conjunto com o Ministério da Agricultura, têm buscado aprimorar e desenvolver novas tecnologias para o reuso de água, uma vez que o país sofre com a escassez de água.

Côté *et al.*, (2004) fizeram um estudo no Canadá comparando o sistema de lodos ativados mais tratamento terciário com filtros de carvão ativado e o sistema MBR para reuso do efluente de indústrias para fins de irrigação e reuso potável indireto. O estudo mostrou que além de se obter um efluente dentro de padrões mais rigorosos para reuso, o MBR tem um custo 50% a menos se comparado ao sistema de lodos ativados seguido de filtração por carvão ativado.

O estudo realizado por Alaboud e Magram (2008) na Arábia Saudita, teve como objetivo apresentar o MBR para o reuso de efluentes industriais e municipais, visto que o país é desértico. A pesquisa mostrou a eficiência do MBR no tratamento tanto de efluentes municipais quanto industriais com TDH diferentes, e comparou com o sistema de lodos ativados seguido de filtração com carvão ativado. A qualidade do permeado obtido pelo MBR foi satisfatória, com alta remoção de orgânicos, nutrientes e coliformes totais e termotolerantes independentemente do TDH empregado, com custo total de 20% a menos comparado ao sistema de lodos ativados seguido de filtração.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A unidade piloto do MBR, com capacidade para tratar 200 L/h, foi instalada ao lado da ETE de um aterro industrial localizado na região metropolitana de Curitiba.

O efluente oriundo dos aterros Classes I e II que segue para o tratamento biológico de lodos ativados da ETE é a composição de dois efluentes distintos:

- 1- lixiviado oriundo do aterro industrial e efluente industrial de clientes que utilizam o serviço de tratamento de efluentes industriais da empresa;
- 2- efluente sanitário oriundo da própria empresa e efluente sanitário de clientes que utilizam o serviço de tratamento de efluentes sanitários da empresa.

Cada efluente conforme sua origem tem destinos diferentes antes de seguir para o tratamento biológico. O lixiviado oriundo do aterro industrial mais o efluente industrial dos clientes são armazenados no tanque de homogeneizado TE-100, onde permanecem sob constante agitação. Em seguida, são encaminhados ao tratamento físico-químico e posteriormente armazenados em um tanque denominado TE - 500. Já o efluente sanitário da própria empresa e o efluente sanitário de clientes, são armazenados em um tanque denominado TE - 600.

A ETE realiza em média dois tratamentos físico-químicos no lixiviado e nos efluentes industriais diariamente. O tratamento físico-químico é composto pela adição de carvão ativado em pó para a diminuição da DQO e auxiliar na floculação, adição de sulfato de alumínio para auxiliar na floculação e cal hidratada para correção do pH e auxílio na floculação.

Após o tratamento físico-químico o efluente armazenado no tanque TE - 500 é misturado com o efluente sanitário do tanque TE - 600, e essa mistura encaminhada para o tratamento biológico de lodos ativados da ETE. O processo de adensamento e desidratação do lodo ocorre por meio de filtro prensa e leitos de secagem, respectivamente. O fluxograma da ETE é apresentado na Figura 11.

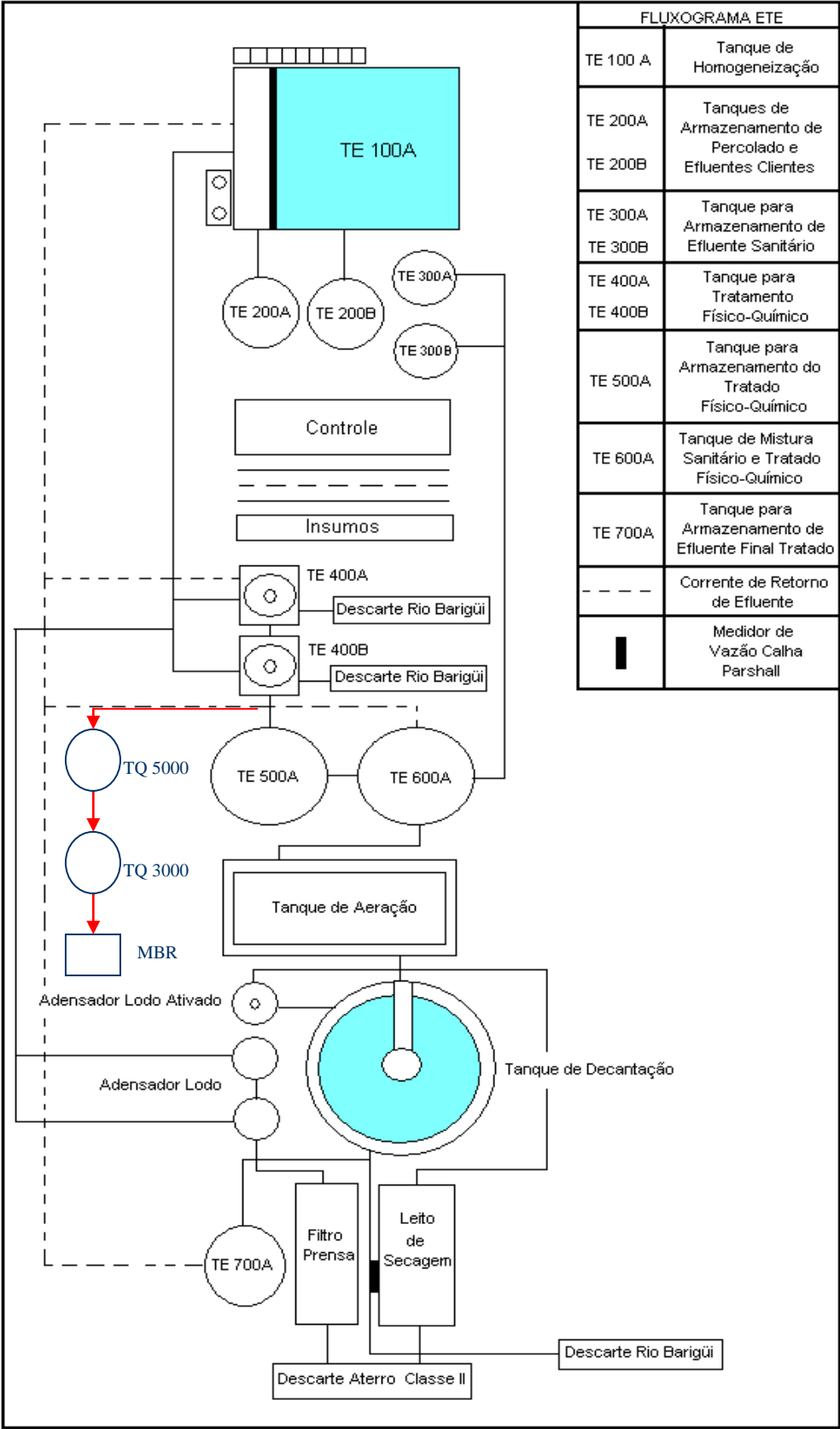


FIGURA 11 – FLUXOGRAMA ETE

3.2 UNIDADE PILOTO

Conforme comentado no item 3.1, a unidade piloto foi instalada ao lado da ETE que recebe o lixiviado oriundo do aterro industrial, Classes I e II. Foi construída uma cobertura metálica para que toda a instalação da unidade piloto ficasse protegida das intempéries climáticas, e assim ter acesso às tubulações de recalque do lixiviado do aterro industrial que é bombeado à ETE.

O lixiviado recalcado ao MBR provinha do TQ-500, ou seja, após passar pelo tratamento físico-químico da ETE. Para tanto, foi instalada uma tubulação para o recalque por gravidade deste efluente até um tanque pulmão, TQ – 5000 de 5000 L. Neste tanque ocorria a diluição do lixiviado bem como a remoção do nitrogênio amoniacal por meio do processo de *stripping*.

Para a realização do *stripping*, foi inserido um tubo corrugado no TQ-5000 para injetar o ar provido pelo soprador, SP-1, do MBR, bem como era realizada a correção do pH, entre 9 e 11, com adição de Soda Cáustica (NaOH) diariamente.

Na sequência, o efluente era recalcado por uma bomba centrífuga, BC-1, acionada por uma bóia de nível até outro tanque, o TQ – 3000, de 3000 L. No TQ - 3000 foi instalado um agitador mecânico, AG-1, cuja função era homogeneizar e auxiliar na neutralização do efluente quando necessária. A neutralização era realizada por meio da adição de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) antes de seguir para o MBR, pois o sistema era contínuo. O recalque do efluente do TQ – 3000 até o MBR, também era realizado por uma bomba centrífuga, BC-2, acionada por uma bóia de nível no interior do MBR e, por um temporizador digital acoplado ao MBR. A Figura 12 apresenta o esquema de montagem da unidade piloto.



FIGURA 12 - MONTAGEM DA UNIDADE PILOTO JUNTO À ETE

FONTE: O AUTOR (2010)

A Figura 13 apresenta o fluxograma do sistema MBR, e as etapas do processo de tratamento realizado. O processo consistiu na diluição do lixiviado proveniente do processo físico-químico da ETE, remoção do nitrogênio amoniacal por *air stripping*, por meio da inserção de ar provido pelo soprador do MBR e correção do pH, homogeneização e neutralização (quando necessária) do efluente e do tratamento biológico de lodos ativados com membranas submersas. Todo sistema era intertravado pelo comando das bóias de nível, através do CLP (Controlador Lógico Programável) do MBR.

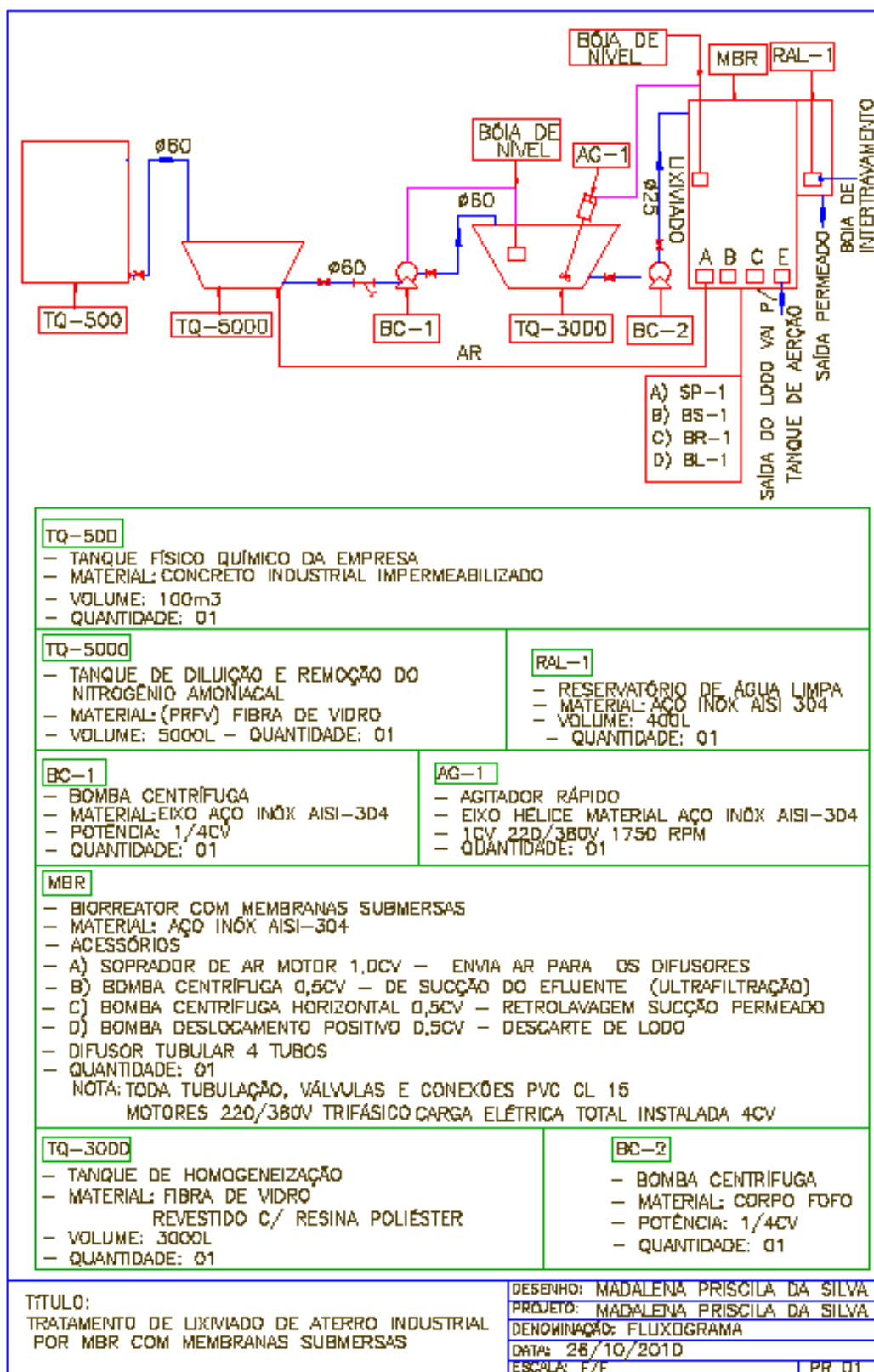


FIGURA 13 – FLUXOGRAMA DO SISTEMA MBR

3.2.1 Descritivo das operações da unidade piloto

As características das unidades que compõe o sistema MBR e o controle de processo das operações estão descritas conforme segue:

3.2.1.1 Tanque de diluição e remoção do nitrogênio amoniacal TQ-5000

Primeiramente, há que se comentar que as decisões de somente recalcar para o MBR a linha do lixiviado que passou pelo tratamento físico-químico sem misturá-la com a linha de efluente sanitário e a diluição do lixiviado, foram devidas aos parâmetros de controle exigidos pelo fabricante da unidade piloto para a utilização das membranas em processo de lodos ativados, e também manter constância no estudo. Os motivos para a tomada destas decisões serão abordadas de forma mais detalhada no item 4 RESULTADOS.

Para a realização da diluição eram realizadas diariamente análises de DQO em laboratório para que fosse verificada a concentração do efluente após tratamento físico-químico. A partir dos resultados, era efetuada a diluição no TQ-5000 para que fosse alcançada uma DQO de aproximadamente 1000 mg/L. O fato de se obter uma concentração de aproximadamente 1000 mg/L de DQO no afluente será explicada no item 4 RESULTADOS. Após a diluição e *stripping* eram realizadas análises de DQO no afluente ao MBR.

Concomitantemente com às análises diárias da DQO do efluente da ETE após tratamento físico-químico, eram realizadas diariamente análises de nitrogênio amoniacal. A concentração de nitrogênio amoniacal no lixiviado do aterro industrial tinha em média um valor de 1200 mg/L, o que tornou justificada e necessária sua remoção devido sua toxicidade ao tratamento biológico, conforme abordado no item 2.3.1.1. O tanque TQ-5000 apresentado na Figura 14, era a unidade utilizada para diluição e *stripping* do afluente do MBR.



FIGURA 14 - TQ – 5000

FONTE: O AUTOR (2010)

3.2.1.1.1 Características do TQ – 5000

- Função: diluição do efluente e *stripping*;
- Material: corpo: PE (Polietileno) com tampa;
- Dimensões: $\varnothing = 2,0$ m; $h = 1,64$ m.
- Periféricos:
 1. Moto-bomba Centrífuga (BC-1)
Marca: Dancor;
Modelo: W14;
Potência: $\frac{1}{4}$ cv;
Capacidade: $1\text{m}^3/\text{h}$.
 2. Filtro em Y
Corpo: Ferro fundido;
Cesto: Inox 304, malha 10 mm.

3.2.1.2 Tanque de homogeneização e neutralização TQ-3000

Esta unidade, chamada TQ-3000, apresentada na Figura 15, recebia o lixiviado do TQ – 5000, já diluído e após *stripping*, por uma bomba centrífuga, BC-1, acionada por uma bóia de nível, intertravada pelo CLP do MBR.

Quando verificada a necessidade da neutralização a fim de ajustar o pH de entrada ao MBR em torno de 8,0, era adicionado ácido sulfúrico (H_2SO_4).

Para promover a mistura do ácido ao efluente, quando necessária, bem como homogeneizar o efluente a ser recalcado ao MBR, foi instalado no TQ-3000 um agitador mecânico, AG-1, suportado por um mancal de aço. O agitador mecânico era acionado mediante a bóia instalada no interior do MBR. Ou seja, quando o nível do efluente no interior do MBR estava baixo, tanto o agitador mecânico, quanto a bomba centrífuga, BC-2 eram acionados para homogeneizar e recalcar o efluente, respectivamente até o MBR.



FIGURA 15 - TQ – 3000

FONTE: O AUTOR, 2010

3.2.1.2.1 Características do TQ – 3000

- Função: homogeneização e neutralização do efluente;
- Material: corpo: PE (Polietileno) com tampa;
- Dimensões: $\varnothing = 1,8$ m; h = 1,32 m.
- Periféricos:
 1. Moto-bomba Centrífuga (BC-2)
Marca: Dancor;
Modelo: W14;
Potência: $\frac{1}{4}$ cv;
Capacidade: 1m³/h.
 2. Chave bóia – regulador de nível
Marca: Mar-Girius;
Modelo: CB-2002.
 3. Agitador mecânico (AG-1)
Tipo: Agitador rápido;
Material: aço inox;
Rotação: 1750 rpm.

3.2.1.3 Unidade piloto MBR – Biorreator à Membrana com módulos submersos

Após passar pelo TQ-3000, o efluente era recalcado por meio de bomba centrífuga, BC-2, para a unidade piloto *EcoMen MBR*, da empresa chinesa *Ecologix Technology*. Seu sistema é compacto, conhecido como *CPU – Control Package Unit*, apresentado na Figura 16. O tanque é em aço carbono, modelo *EcoMen – 10PKG*, com dimensões de 1,8 m de altura, 1,2 m de comprimento e 0,68 m de largura. O modelo *EcoMen* possui sistema integrado de bombas e soprador sendo:

- 01 (uma) bomba centrífuga horizontal, 0,5 cv, para sucção;
- 01 (uma) bomba deslocamento positivo, 0,5 cv, para lodo;
- 01 (uma) bomba centrífuga horizontal, 0,5 cv, para retrolavagem;
- 01 (um) soprador de ar, 1,0 cv.

Todo sistema era intertravado pelo acionamento de bóias e comando do CLP, também integrado ao MBR.

A aeração do sistema biológico de lodos ativados ocorria por meio de difusores de ar localizados no fundo do MBR. O ar era provido pelo soprador (SP-1) acoplado ao MBR. O ar entrava por duas tubulações distintas: no fundo do tanque do MBR, com bolhas finas, para melhor aeração e no centro do tanque do MBR, com bolhas grossas, para auxiliar na prevenção da incrustação das membranas. Por meio de uma manobra na válvula tipo esfera na linha de alimentação de ar do MBR, era possível aumentar ou diminuir a vazão de ar, hora com bolhas finas, hora com bolhas grossas. Neste mesmo tanque encontravam-se submersas os módulos das membranas.

Como já mencionado, todo o sistema era automatizado e comandado via CLP da unidade piloto. No painel de controle havia três comandos principais como mostra a Figura 17:

- tempo de retrolavagem (*backwash time*);
- tempo de sucção (*suction time*) e
- tempo de descarte de lodo (*sludge time*).

Cada ciclo era composto por um tempo de duração da sucção e um tempo de duração da retrolavagem. Os intervalos eram temporizados mediante a necessidade do sistema, e será melhor abordado no item 3.3.1. O que definiu o tempo de cada função foram os parâmetros de controle de processo do sistema de lodos ativados, bem como o desempenho das membranas.

No que se refere ao desempenho das membranas, o controle era aumentando ou diminuindo o intervalo de tempo para sucção e retrolavagem, mediante a modificação de dois parâmetros:

- o aumento da pressão na linha de sucção do permeado;
- a diminuição do fluxo de permeado gerado.

Em relação ao sistema de lodos ativados, o controle de processos era através do tempo de descarte de lodo, por meio da bomba de lodo BL-1, a fim de se obter uma concentração de sólidos no interior do MBR compatível com a carga mássica de entrada para obtenção das relações *A/M* desejadas. Este procedimento de controle será melhor detalhado no item 3.8.1.2.

A unidade piloto MBR ainda tem acoplada a ela um reservatório, conhecido como Reservatório de Água Limpa, RAL-1, (*Clean Water Tank*), também em aço carbono com dimensões de 1,0 x 1,0 x 0,4 m. Este reservatório era para o armazenamento do permeado que também era utilizado para a retrolavagem das

membranas. No interior do reservatório há uma bóia de nível que desligava o equipamento caso o volume de permeado no reservatório estivesse baixo, independentemente do tempo de sucção estipulado.

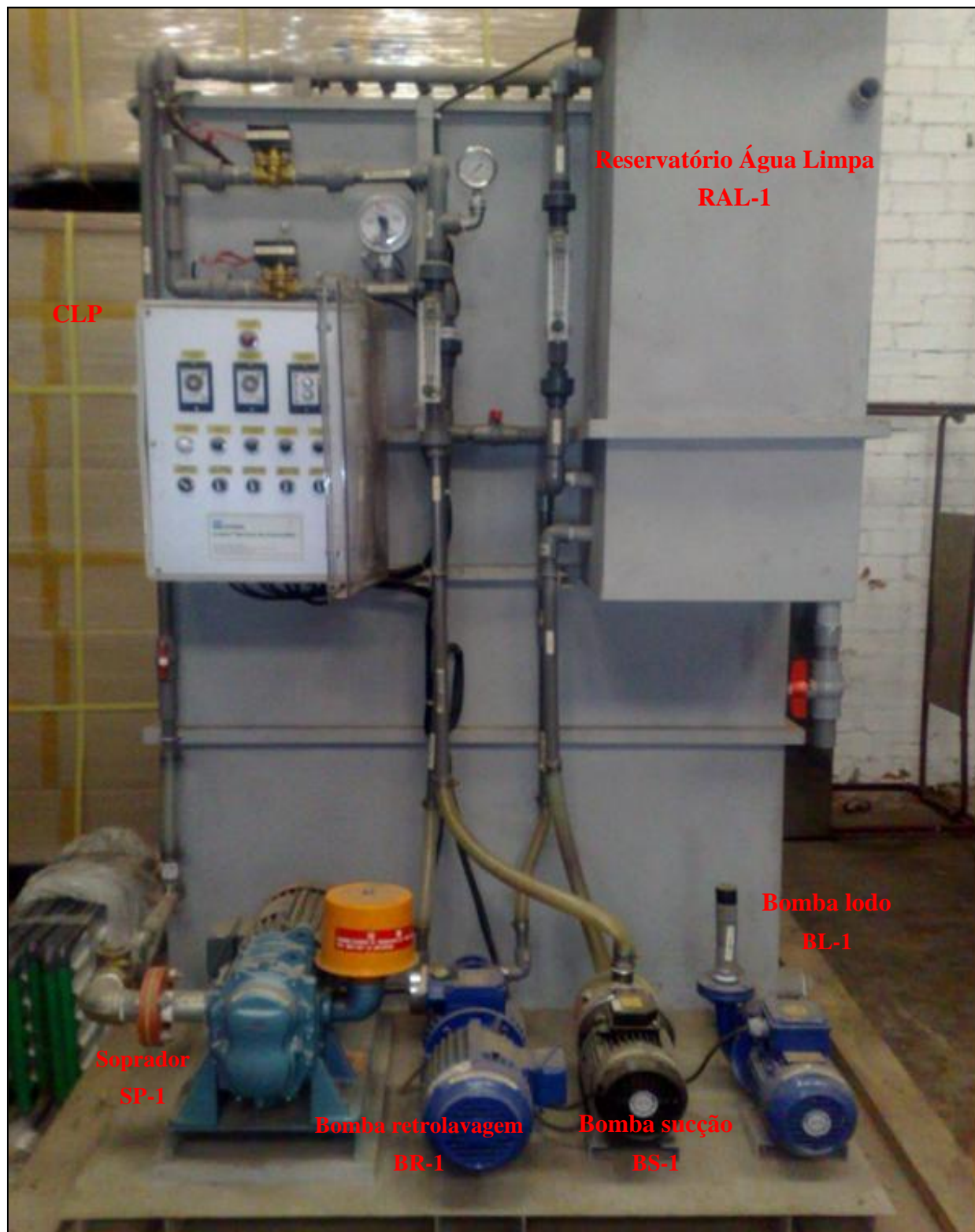


FIGURA 16 – UNIDADE PILOTO MBR *ECOMEN*

FONTE: O AUTOR (2010)



FIGURA 17 – PAINEL CLP DO MBR

FONTE: O AUTOR (2010)

3.3 MEMBRANAS

Para o desenvolvimento desta dissertação foram utilizadas membranas em módulos do tipo submerso. As membranas de fibra oca, fabricadas em polímero PP (polipropileno), atendem aos requisitos da *Food Administration*, de água e soluções aquosas, para baixa pressão (menos de 1 MPa).

O módulo das membranas tem o tipo de configuração denominada pelo fabricante, *Ecologix Technology*, de cortina. A Figura 18 apresenta a configuração do módulo cortina utilizado nesta pesquisa.



FIGURA 18 – MÓDULO TIPO CORTINA DE MEMBRANAS DE FIBRA OCA

FONTE: O AUTOR (2010)

As características construtivas das membranas são apresentadas na Tabela 10.

TABELA 10 - CARACTERÍSTICAS CONSTRUTIVAS DA MEMBRANA DE FIBRA OCA

Marca	<i>Ecologix Technology</i>
Material	Polipropileno (PP)
Diâmetro exterior	300 μm
Parede da fibra	40 μm
Diâmetro interior	0,250 mm
Tamanho do poro	0,1 a 0,4 μm
Vazão com água limpa	200/250 L/m ² /h em 0,6 bar - 5°C
Porosidade da membrana	52% \pm 5%
Temperatura máxima operação	70°C
Limites de trabalho (pH)	1 a 14
Pressão exterior	2,5 MPa
Pressão interior	6,0 MPa

FONTE: ECOLOGIX TECHNOLOGY (2010)

As membranas são agrupadas em módulos, no total de oito módulos contendo cada módulo cinco feixes de membranas dispostos em paralelo. Estes módulos são instalados no interior do MBR, como mostra a Figura 19.

O sistema de filtração era do tipo fluxo cruzado, também conhecido como tangencial, gerado pela pressão negativa (vácuo) por meio da bomba de sucção (BS-1). A característica deste tipo de filtração é evitar acúmulo de sólidos na superfície da membrana e eliminar as zonas mortas, conforme apresentado na Figura 20. O permeado gerado pela ultrafiltração por membranas era enviado pela bomba de sucção (BS-1) até um reservatório do próprio MBR chamado de Reservatório de Água Limpa, RAL-1 (*Clean Water Tank*).



FIGURA 19 – INTERIOR DO MBR

FONTE: O AUTOR (2010)

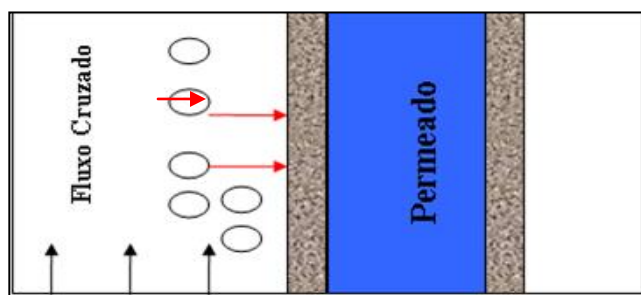


FIGURA 20 – FLUXO TIPO CRUZADO

FONTE: O AUTOR (2010)

3.3.1 Lavagem das membranas

Cada ciclo de operação era programado visando obter um permeado (efluente após passar pelo processo de ultrafiltração das membranas submersas) com boa qualidade, além de preservar as características das membranas.

A lavagem das membranas era realizada por dois tipos de processos distintos:

- 1) retrolavagem com o próprio permeado (*backwash*) e/ou injeção de ar (*air flushing*);
- 2) lavagem química das membranas.

Inicialmente, por recomendação do fabricante, cada ciclo de operação teve uma duração de 20 minutos de sucção (geração de permeado com vazão de aproximadamente 200 L/h) para 2 minutos de retrolavagem com o permeado que era armazenado no Reservatório de Água Limpa, RAL-1. Para que isso ocorresse, o sistema automatizado parava de succionar o efluente e passava a retrolavar as membranas com o permeado por meio da Bomba de Retrolavagem, BR-1.

A pressão para retrolavagem inicial foi de 10 Kgf/cm², com vazão ajustada para 60 L/h. O período de retrolavagem teve duração de 2 minutos, conforme programado via CLP. Neste intervalo, a pressão na linha de sucção retornava a zero kPa. Caso neste intervalo de 2 minutos o ponteiro do manômetro instalado na linha de sucção não retornasse à zero ($\Delta p = 0$), um novo intervalo de operação era programado, diminuindo o tempo de sucção e aumentando o tempo de retrolavagem a fim de zerar a pressão na linha de sucção.

Além disso, segundo o fabricante, a pressão de operação na linha de sucção não deveria ultrapassar 400 kPa (foi atingido no máximo de 380 kPa), caso contrário, as membranas poderiam romper. Devido à incrustação da membrana, a pressão na linha de sucção aumentava e a vazão do fluxo de permeado diminuía.

Por isso, diariamente, era medido com auxílio de um becker e cronômetro, a vazão de permeado gerado. Inicialmente, a vazão de permeado foi de, aproximadamente, 200 L/h. Quando ocorria a diminuição do fluxo de permeado ou, ainda, quando era atingida uma pressão próxima a 350 kPa, o processo de ultrafiltração era interrompido, apenas funcionando o sistema de lodos ativados, com aeração e descarte de lodo constantes e alimentação de efluente controlada pela

bóia de nível no interior do MBR. Essa condição é denominada relaxação. Após esses procedimentos, caso não houvesse um aumento na vazão do fluxo de permeado, e ainda, caso não diminuísse a pressão de trabalho, ficava estabelecida a necessidade da lavagem química das membranas.

Quando necessária, a lavagem química era realizada como apresentado a seguir:

Os módulos das membranas eram retirados do MBR. Em seguida, era retirado o excesso de lodo com água limpa e os módulos imersos em uma solução de 200 ppm de cloro residual (foi utilizado para tanto NaOCl) por 3 horas. Na sequência, os módulos eram imersos em uma solução de 2% de Ácido Cítrico (até pH 2), também durante 3 horas.

Após as imersões, as membranas eram enxaguadas com água limpa e recolocadas no MBR. As Figuras 21 e 22 mostram as membranas antes e depois da lavagem química. O sistema era novamente programado para operar com o tempo de 20 minutos de sucção e 2 minutos de retrolavagem.

Inicialmente, no período de inoculação não foi necessária a realização da lavagem química, tanto por não ter havido aumento na pressão ou pela diminuição do fluxo do permeado. Porém, ao atingir o A/M 0,2, foi necessária a programação de pelo menos uma lavagem química por semana para que a pressão não ultrapassasse 400 kPa e também para tentar recuperar as características das membranas.

Outra possibilidade que o sistema apresentava para evitar a incrustação, era a injeção de ar com bolhas grossas geradas pelo soprador de ar, SP-1, acoplado ao MBR. O soprador gerava no fundo do MBR bolhas finas para aeração constante do sistema. Por meio de uma manobra na válvula esfera instalada na linha de saída do soprador, era realizada uma introdução de ar com formação de bolhas grossas ao redor dos módulos com as membranas. Tal procedimento auxiliava na retirada das partículas sólidas que se encontravam depositadas nas membranas, bem como ajudava na suspensão dos sólidos no interior do biorreator. Este processo tinha duração diária de 10 minutos.

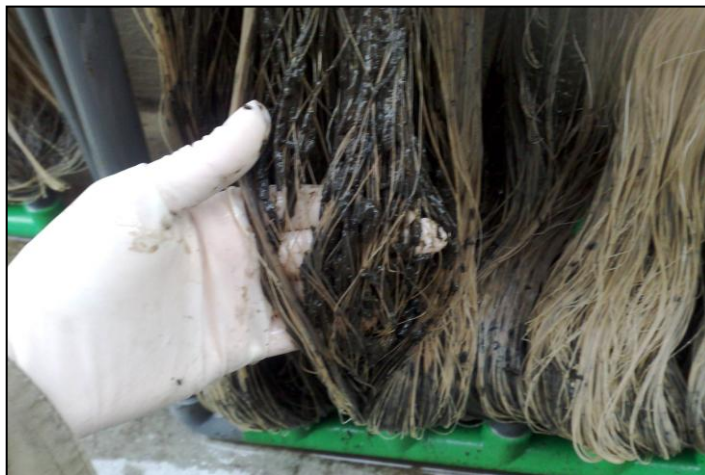


FIGURA 21 - MEMBRANAS COM MATERIAL SÓLIDO RETIDO ANTES DA LAVAGEM QUÍMICA

FONTE: O AUTOR (2010)



FIGURA 22 – MEMBRANAS RECUPERADAS APÓS A LAVAGEM QUÍMICA

FONTE: O AUTOR (2010)

3.4 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

Para o desenvolvimento desta pesquisa foram coletadas amostras em quatro pontos distintos, no período da manhã, entre 8 e 9 horas. Os pontos para coleta foram identificados como:

- Ponto 1: efluente armazenado no tanque de armazenamento TQ-400 após tratamento físico-químico da ETE;

- Ponto 2: efluente após diluição e *stripping* armazenado no tanque TQ-3000 (afluente do tratamento biológico realizado pela unidade piloto MBR);
- Ponto 3: efluente do interior da unidade piloto MBR;
- Ponto 4: permeado na entrada do Reservatório de Água Limpa da unidade piloto MBR.

A frequência das análises realizadas para o controle do processo, obtenção dos parâmetros cinéticos e para o estudo da eficiência da unidade piloto MBR ao tratar o lixiviado, segue conforme mostra a Tabela 11:

TABELA 11 – FREQUÊNCIA DAS ANÁLISES DE CONTROLE DO PROCESSO

Parâmetros	Pontos de Coleta			
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Temperatura	-	Diário	-	Diário
pH	Diário	Diário	Diário	Diário
OD	-	-	-	Diário
DQO	Diário	Diário	-	Diário
DBO	-	2 x semana	-	2 x semana
Nitrogênio amoniacal	Diário	Diário	-	Diário
SST	-	3 x semana	Diário	3 x semana
SSV	-	-	Diário	-
SD30	-	-	Diário	-
Cor	-	Diário	-	Diário
Turbidez	-	Diário	-	Diário
Sólidos totais dissolvidos	-	Diário	-	Diário
Condutividade	-	Diário	-	Diário
COT	-	3 x semana	-	3 x semana
Coliforme Fecal	-	Quinzenal	-	Quinzenal
Coliforme Total	-	Quinzenal	-	Quinzenal
Óleos e graxas	Quinzenal	-	-	-
Nitrogênio total	Quinzenal	-	-	-
Fósforo total	Quinzenal	-	-	-
Toxicidade	1 x	-	-	1 x

FONTE: O AUTOR (2010)

As determinações dos parâmetros físico-químicos para cada ensaio foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21th*; (2005), conforme segue:

- a) Demanda Química de Oxigênio (DQO) – Método colorimétrico de refluxo fechado. Tal processo foi conduzido em um digestor (Policontrol Solução Digestora) a 150°C, por 2 horas. As leituras obtidas em espectrofotômetro (Acquacolor DQO Policontrol) com faixa de leitura de 0 a 800 mg/L;
- b) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) – Método iodométrico de Winkler modificado pela azida sódica. A leitura foi realizada após 5 dias.
- c) Sólidos Suspensos Totais (SST) – Método gravimétrico. Foi utilizado filtro de fibra de vidro tipo Whatman 934-AH;
- d) Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) – Método gravimétrico. Foi utilizado filtro de fibra de vidro tipo Whatman 934-AH;
- e) Sólidos Decantáveis (SD₃₀) – Método decantação por 30 minutos; sedimentação das partículas em suspensão pela ação da gravidade a partir de 1L de amostra em repouso em proveta durante 30 minutos;
- f) Sólidos Sedimentáveis (SS) – Método do Cone Imhoff, sedimentação das partículas em suspensão pela ação da gravidade a partir de 1 L de amostra em repouso durante 1 hora;
- g) Sólidos Totais Dissolvidos (STD) – Utilizado condutivímetro da marca Thermo Electron, modelo Orion aplus 105+, para medição dos STD;
- h) Nitrogênio amoniacal (N-NH₃) - Método titulométrico com H₂SO₄ 0,02N;
- i) Turbidez – Método nefelométrico. Todas as análises de turbidez foram realizadas no turbidímetro portátil da marca Hach modelo 2100P;
- j) Cor – Método visual. As amostras foram analisadas em relação à escala platina-cobalto por meio do equipamento Nessler Quanti-200, marca Policontrol;
- k) Oxigênio dissolvido (OD) – As amostras foram analisadas por meio do termo-oxímetro portátil marca Hach, modelo Sension 06;
- l) Temperatura - As amostras foram analisadas por meio do termo-oxímetro portátil marca Hach, modelo Sension 06;
- m) pH – Método potenciômetro. Utilizado phmetro de bancada marca Quimis, modelo Q 400 A;
- n) Condutividade – Utilizado condutivímetro da marca Thermo Electron, modelo Orion aplus 105+, 115 A+, 145 A+ para a medição da condutividade;
- o) Carbono orgânico total (COT) – As amostras foram analisadas pelo equipamento marca Shimadzu, modelo COT V-CPH, analisando a

concentração de carbono pela combustão à alta temperatura com mínimo de detecção de 4µg/L;

p) Óleos e graxas – Método extração por *Soxhlet*;

q) Nitrogênio total – Método titulométrico (Persulfato);

r) Fósforo total – Método colorimétrico (Ácido Ascórbico).

Os métodos convencionais como tubos múltiplos e membranas filtrantes são demorados (até cinco dias para a obtenção do resultado final), para quantificação de coliformes totais e coliformes termotolerantes. Para obtenção mais rápida de resultados, foi utilizado o método *Colilert/Quanti-tray*. Seu uso é recomendado pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* 21ª edição (2005) para desenvolvimento de coliformes e da bactéria *E. coli* em águas doces e tratadas.

3.5 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

Anteriormente ao início da operação, foram realizadas análises físico-químicas para caracterizar o afluente a ser tratado pela unidade piloto MBR. Este afluente era o efluente após o tratamento físico-químico da ETE. Os resultados obtidos no mês de abril de 2010 são apresentados na Tabela 12.

TABELA 12 - CARACTERIZAÇÃO LIXIVIADO A SER TRATADO

PARÂMETROS	RESULTADOS
DQO	4085 mg/L
DBO	1220 mg/L
Óleos e graxas	76,50 mg/L
Fósforo total	15,94 mg/L
Nitrogênio total	2629 mg/L
Nitrogênio amoniacal	1406 mg/L
Sólidos suspensos totais	2320 mg/L

3.6 PARTIDA DO SISTEMA

Ao ser instalada a unidade piloto em maio de 2010, foi dada a partida inicial de operação utilizando apenas água limpa, conforme instrução do fabricante. Foi constatada uma vazão muito pequena de permeado, onde o equipamento não respondia ao comando de retrolavagem na posição manual. Após inúmeras tentativas de operação, chegou-se à conclusão de que havia ocorrido uma incrustação nas membranas.

Foi então realizada a lavagem química para tentar a regeneração das membranas, pois, os módulos destas membranas tinham sido adquiridos há alguns anos. Após os procedimentos da lavagem química, as membranas foram novamente colocadas no biorreator e a vazão de permeado continuou muito baixa. As bombas de sucção e retrolavagem não respondiam aos comandos do painel de controle. Novamente foram desconectados os módulos das membranas e foi dado o comando de retrolavagem. Foi percebida uma vazão na linha de retrolavagem, o que foi apontado pelo fabricante como uma incrustação total e irreversível das membranas.

Foi necessária a aquisição de novas membranas, e este processo de importação acarretou no atraso da partida do sistema. Após a chegada das novas membranas, em julho de 2010, foi novamente dada a partida do sistema utilizando água limpa. Outros problemas com o equipamento surgiram:

- o CLP indicava a necessidade de entrar a retrolavagem, ou pela pressão atingida (modo manual) ou pelo temporizador (modo automático). Entretanto, a operação de retrolavagem não entrava. Foi verificado que internamente do CLP havia um mau contato em um dos relés;
- a bomba de alimentação do MBR não era IPW 55 e acabou queimando, pois, o tanque de homogeneização transbordava à medida que o agitador era acionado e acabava por molhar a bomba. A bomba foi consertada e o problema de transbordamento foi resolvido com a instalação de uma bóia de nível.

Resolvidos os problemas iniciais, foi dada novamente a partida do equipamento e, em seguida, iniciado o processo de inoculação do sistema biológico.

3.7 INOCULAÇÃO

O período de inoculação teve início no mês de julho de 2010, com duração de aproximadamente um mês. O lodo utilizado para inoculação foi o lodo de retorno do sistema de lodos ativados da ETE. O processo de inoculação foi realizado como apresentado a seguir:

Primeiramente foi feita análise de sólidos suspensos totais e voláteis no lodo de retorno do sistema biológico da ETE, cujos valores foram 28360 mg/L para sólidos totais e 14280 para sólidos suspensos voláteis. O bioreator MBR tem um volume de aproximadamente 1,4 m³, portanto, foi adicionado um volume de lodo de aproximadamente 200 L, perfazendo 20% do valor final de sólidos suspensos necessário para alcançar a primeira relação A/M igual a 0,2 em relação à DQO. A cada semana foi adicionado mais 20% de lodo até chegar à concentração de sólidos suspensos totais desejada, que era de aproximadamente 17500 mg/L, deixando apenas a aeração da unidade piloto funcionando. O processo de inoculação teve a duração de um mês.

Após o período de inoculação, foi iniciada a alimentação constante ao sistema MBR com o efluente já diluído e após processo de *stripping*.

3.8 PROCEDIMENTOS DE CONTROLE

Para se obter as relações A/M desejadas, foi necessária a manutenção do processo de lodos ativados em sistema MBR com membranas submersas por meio dos procedimentos de controle de processo apresentados a seguir:

3.8.1 Sistema de lodos ativados

3.8.1.1 Controle da carga mássica no afluente do MBR

Comumente para se alcançar as relações A/M utilizando o modelo de *Eckenfelder*, adotado para este estudo, o parâmetro mais utilizado é o TDH (Tempo de detenção hidráulico). Para tanto, há que se variar a vazão de entrada do sistema biológico. Entretanto, o aumento da vazão de trabalho implicaria em tanques de

homogeneização maiores, a fim de promover 24 horas de alimentação contínua, e, diminuir a vazão de trabalho não era possível, visto que, o equipamento trabalha com uma vazão mínima de 200 L/h. Sendo assim, a vazão que deveria ser uma variável, foi considerada uma constante.

O volume biorreator era de aproximadamente 1400 L. Entretanto, no primeiro mês de trabalho, foi necessário o ajuste da bóia para permanecer com uma altura de trabalho de aproximadamente 1,6 m, pois, devido à forte aeração no interior do MBR, havia um transbordamento por cima do equipamento, acarretando em perda de sólidos. A forte aeração era provida pelos difusores a fim de impedir a incrustação da membrana, propiciando surgimento de espumas na superfície do tanque de aeração, que é uma característica do lodo em processo de aclimação, acarretando em transbordamento. A medida utilizada para sanar este problema foi a adição de antiespumante à base de água.

Desta forma, o volume do biorreator passou a ser de aproximadamente 1300 L, também considerado uma constante.

Como já comentado, o afluente ao MBR estava sujeito à constante variação da DQO do lixiviado provindo do aterro industrial. A fim de manter constância na carga mássica de entrada na unidade piloto, diariamente foi realizada a análise de DQO do efluente de saída do tratamento físico-químico. Após o resultado, era realizada a diluição até que a concentração da DQO chegasse próxima a 1000 mg/L. O valor da concentração da DQO estipulado próximo a 1000 mg/L foi necessário devido às características de trabalho da unidade piloto segundo o fabricante, e será explicado no item 4 RESULTADOS.

Portanto, o valor da DQO de entrada também passou a ser considerado uma constante, sendo necessário o controle de carga mássica de entrada por meio da diluição do lixiviado.

Os tanques TQ-5000 e TQ-3000 somados armazenavam 8 m³ de efluente para a alimentação da unidade piloto MBR. Na partida do sistema, e ao longo de 1 mês, a autonomia para a diluição era de 40 h, uma vez que a unidade MBR gerava aproximadamente 200 L/h de permeado.

Entretanto, como havia uma diminuição do fluxo do permeado devido à incrustação das membranas, o fluxo ao longo da pesquisa diminuiu a valores de 182, 154 e 100 L/h. Embora a autonomia para nova diluição tivesse aumentado, alguns fatores dificultaram a diluição do efluente de saída do tratamento físico-químico da

ETE. Como exemplo, a manutenção do tanque TA-100 da ETE.

No período em que foi realizada a pesquisa, foram realizados novos bombeamentos do lixiviado do aterro industrial para enchimento total do TA-100 (Tanque de Armazenamento do lixiviado vindo do aterro industrial) da ETE. Este procedimento acarretou um aumento significativo na DQO e toxicidade na entrada ao tratamento físico-químico da ETE, justificando um tratamento físico-químico mais rigoroso e também o retratamento do efluente de saída do tratamento biológico da ETE, bem como uma maior diluição do efluente após tratamento físico-químico.

O controle da carga mássica no afluente ao MBR foi essencial para que se pudesse verificar a eficiência do processo de lodos ativados, respeitando a cinética de primeira ordem do modelo cinético de Eckenfelder, que prediz que a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente em um dado instante.

3.8.1.2 Controle do teor de sólidos suspensos no MBR

A concentração de sólidos suspensos no biorreator foi o único parâmetro passível de alterações, e portanto, o procedimento de controle encontrado para obter as relações A/M , a fim de caracterizar a cinética de reação do tratamento biológico de lodos ativados em sistema MBR. Essa decisão foi tomada após verificar as limitações da unidade piloto e do sistema como um todo, como já mencionado no item anterior.

Para acompanhar a carga mássica de entrada ao biorreator, a concentração de sólidos suspensos deveria proporcionar a relação A/M desejada. Para tanto, diariamente foram realizadas análises de sólidos suspensos a fim de controlar a concentração de sólidos suspensos no biorreator, respeitando o modelo cinético de Eckenfelder através da Equação 21 apresentada no item 2.8.1.3.

$$\frac{A}{M} = \frac{S_o \times Q}{X_a \times V} \quad (\text{kg DQO ou DBO}_5 \text{ d}^{-1})$$

Em que X_a é a concentração de sólidos suspensos no biorreator e $S_o \times Q$ é a carga mássica de entrada.

Caso a DQO sofresse alguma alteração, ou ainda, caso o volume de permeado diminuísse, a concentração de sólidos suspensos deveria acompanhar a

relação a fim de manter o A/M desejado, para tanto aumentando ou diminuindo o descarte de lodo. Para a obtenção da primeira relação $A/M = 0,2$ a concentração de sólidos foi conseguida devido à alta concentração de sólidos suspensos no lodo utilizado para o processo de inoculação.

Para a obtenção e manutenção das demais relações A/M , foi realizado o descarte de lodo diariamente, via programação do CLP, por meio da bomba de lodo BL-1. Portanto, o descarte do lodo não era para atingir uma idade do lodo específica e sim, garantir a manutenção e obtenção da concentração desejada de sólidos suspensos no biorreator.

O descarte de lodo era cessado quando a concentração de sólidos suspensos necessária para nova relação A/M fosse atingida. Esse procedimento de descarte era realizado aos poucos para não se perder a biomassa já estabilizada no interior do biorreator. Em média o intervalo para a obtenção de uma nova concentração de sólidos era de aproximadamente 15 dias.

3.8.1.3 Determinação do oxigênio dissolvido no MBR

Diariamente o oxigênio dissolvido era medido por meio de um oxímetro portátil no interior do tanque de aeração do MBR. Após a medição com o oxímetro, a concentração foi controlada via manobra de uma válvula esfera na linha de saída de ar do soprador (SP-1).

3.8.1.3.1 Determinação do oxigênio consumido

Embora não seja um método de controle, a determinação de consumo de oxigênio é essencial para a obtenção do parâmetro R_r , que representa a taxa de consumo de oxigênio, já abordado no item 2.8.1.2. Para tanto, os dados R_r foram obtidos pela procedimento de respirometria, método simplificado (SPANJERS *et al.*, 1999) conforme mostra a Figura 23.

Foi coletada uma amostra do permeado e acondicionada em frasco Winkler de 300 ml, sob constante agitação, e então medida a variação de oxigênio dissolvido, com auxílio de um oxímetro, ao longo de um determinado intervalo de tempo (t). O intervalo estipulado, de acordo com o método, foi de uma hora, portanto, os resultados de variação de oxigênio foram multiplicados por 24 e em

seguida multiplicados pelo volume do biorreator (V) para se obter o resultado de variação de oxigênio ao longo de um dia no biorreator.

Normalmente, o método consiste em coletar uma amostra do lodo direto do reator. Entretanto, a alta concentração de sólidos em sistema MBR faz necessária a filtração prévia para a medição via oxímetro devido à sensibilidade do sensor. Por tratar-se de um sistema de ultrafiltração, foi coletada uma amostra do efluente logo após a ultrafiltração, ou seja, do permeado, na entrada do RAL-1.



FIGURA 23 – ENSAIO DE RESPIROMETRIA

FONTE: O AUTOR (2010)

3.8.1.4 Controle da concentração de nitrogênio amoniacal no afluente do MBR

Diariamente foram realizadas análises da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente após tratamento físico-químico e *stripping*, no afluente e no permeado do sistema MBR para verificação da eficiência de remoção.

A eficiência do *stripping* realizado no TQ-5000, dependia do volume de ar que era injetado e também da correção do pH do efluente tratado pelo processo físico-químico. Como o ar era provido pelo soprador (SP-1) integrado ao MBR, o volume de ar alimentado ao TQ-5000 dependia da concentração de oxigênio medida no interior do biorreator. Caso a concentração de oxigênio no biorreator estivesse baixa, com uma manobra na válvula esfera localizada na linha de saída de ar do soprador,

aumentava-se a quantidade de ar mandado para o biorreator e automaticamente a quantidade de ar mandada para o TQ-5000 diminuía.

3.8.1.5 Controle do pH do afluente e do efluente do sistema MBR

Diariamente foi realizada a medição e correção do pH para faixa entre 9 e 11 no efluente após tratamento físico-químico para auxiliar no processo de remoção do nitrogênio amoniacal (VISVANATHAN *et al.*, 2004). Também foram realizadas as medições do pH no afluente do sistema MBR, a fim de mantê-lo entre 6 a 9 que é a faixa ótima de crescimento microbiano para o sistema de lodos ativados (METCALF e EDDY, 2003) e do pH no permeado.

Ao longo da pesquisa, não foi necessária a correção do pH (neutralização), no afluente do sistema MBR, pois, mesmo com o aumento do pH no TQ-5000 para auxiliar na remoção do nitrogênio amoniacal, à medida que ocorria a nitrificação, o pH automaticamente diminuía a valores próximos a 8 no TQ-3000.

3.8.1.6 Controle dos macronutrientes no afluente do MBR

As análises dos macronutrientes, nitrogênio e fósforo, foram realizadas quinzenalmente, a fim de manter a relação DBO_5 : N: P (100: 5: 1), satisfatória ao crescimento microbiano para sistema de lodos ativados (METCALF e EDDY, 2003).

3.8.2 Sistema MBR com membranas submersas

3.8.2.1 Controle da vazão do permeado gerado e da PTM (pressão transmembrana)

Como citado no item 3.8.1.1, o volume do permeado gerado pela ultrafiltração das membranas, devido à incrustação, tende a diminuir ao longo do tempo. Essa verificação foi importante, pois, a mudança no volume de permeado gerado influenciava nos parâmetros cinéticos do processo de lodos ativados, ao mudar a relação A/M .

Para a verificação do volume do permeado gerado diariamente com o auxílio de um becker e cronômetro, foi medida a vazão do permeado na entrada do Reservatório de Água Limpa (RAL-1) do MBR.

Quando constatada a diminuição na vazão do permeado gerado, o processo de ultrafiltração era interrompido para que fosse efetuada a recuperação das membranas, num primeiro momento com a retrolavagem e inserção de ar, e, ainda assim se não atingisse a vazão gerada anteriormente, era realizada a limpeza química.

Um dos controles intrínsecos à incrustação das membranas é a PTM, por isso, diariamente foi verificada a pressão na linha de sucção, por meio do manômetro acoplado ao MBR.

Com o controle de processo dos parâmetros citados, foi possível a manutenção do sistema para obtenção dos parâmetros cinéticos avaliados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo o fabricante das membranas utilizadas neste estudo, um dos parâmetros exigidos para a utilização de membranas em processo de lodos ativados é que a concentração de óleo animal/vegetal seja inferior a 50 mg/L e a concentração de óleo mineral inferior a 3 mg/L. Ao ser realizada a análise para a caracterização do afluente ao tratamento biológico da ETE, conforme apresentado na Tabela 12, foi constatada uma concentração de óleo animal/vegetal de 76,5 mg/L. Em seguida, foi realizada a análise apenas da linha do efluente após tratamento físico-químico que apresentou uma concentração mais baixa que 5 mg/L, tendo sido possível portanto, deduzir que a maioria desses óleos provinha da linha do efluente sanitário. Portanto, a linha que continha o efluente sanitário foi descartada para preservar as características das membranas.

Anterior à decisão de descartar a linha do efluente sanitário, foi cogitada a possibilidade de se utilizar a linha do efluente final da ETE, ou seja, a linha do efluente após o processo biológico de lodos ativados da ETE para a alimentação do sistema MBR. Porém, a concentração da DBO_5 do efluente era baixa, aproximadamente 70 mg/L, e a relação DQO/DBO_5 igual a 8,75, indicando baixa biodegradabilidade, sendo prejudicial ao sistema biológico. Portanto, a linha escolhida para a alimentação do sistema MBR foi a linha do efluente após passar pelo tratamento físico-químico da ETE.

A pesquisa foi mediante as características do efluente após o tratamento físico-químico da ETE. Com média de dois tratamentos físico-químicos diários, houve uma significativa mudança nas concentrações de DQO, cujos valores oscilavam entre 2500 a 10000 mg/L ao dia. Assim, a alternativa viável foi diluir diariamente o efluente após passar pelo tratamento físico-químico da ETE até alcançar valores de DQO próximos a 1000 mg/L.

Este valor não foi aleatório, mas sim, adotado para se enquadrar em outra limitação da unidade piloto, que era a quantidade máxima de sólidos suspensos no interior do biorreator. Segundo o fabricante, a concentração máxima permitida na unidade piloto de sólidos suspensos voláteis é de 12000 mg/L e de 26000 mg/L para sólidos suspensos totais. Tendo a vazão mínima de 200 L/h foi necessário obter um efluente com DQO em torno de 1000 mg/L para que a carga mássica do afluente do MBR fosse compatível com a concentração máxima permitida de sólidos suspensos

totais. Com estes valores máximos e tendo uma DQO no afluente do MBR em torno de 1000 mg/L, adotou-se como primeira relação A/M de trabalho 0,2 em relação à DQO.

Desta forma, justifica para a realização desta pesquisa a escolha de somente utilizar a linha do efluente composto do lixiviado e efluente de clientes, ambos armazenados no tanque TQ-400 após passarem pelo tratamento físico-químico, bem como pela diluição diária deste efluente após tratamento físico-químico, a fim de se enquadrar nas limitações da unidade piloto MBR e obter parâmetros mais constantes.

No período de inoculação também foi observada a necessidade da remoção do nitrogênio amoniacal, cuja concentração estava em torno de 1200 mg/L no efluente após o tratamento físico-químico, estando assim, associado à toxicidade ao tratamento biológico do MBR. Para tanto, foi instalada uma mangueira corrugada no respiro do soprador (SP-1) e levada até o tanque TQ-5000. O soprador instalado na unidade piloto MBR estava superdimensionado, o que tornou possível o reaproveitamento de parte do ar para realizar o *stripping*, onde o borbulhamento de ar aumentava a taxa de transferência de ar no líquido, aumentando a superfície de contato, facilitando a transferência de massa e permitindo o arraste da amônia gás presente no efluente.

A manutenção do oxigênio dissolvido no MBR é o que resultava em um maior ou em um menor borbulhamento de ar no TQ-5000 para a remoção do nitrogênio amoniacal. Após a verificação do pH do efluente no TQ-5000 foi realizada a correção diariamente a fim de elevar o pH entre 9 e 11 para auxiliar no processo de remoção do nitrogênio na forma gasosa (METCALF e EDDY, 2003), como explicado no item 2.3.1.1. Para correção do pH, foi adicionado Hidróxido de Sódio em escamas, pois as medições diárias de pH no lixiviado após o tratamento físico-químico variavam entre 8,0 – 8,5.

Ainda para a manutenção do sistema biológico do MBR, foi observado que a relação DBO₅: N: P (100: 5: 1) esteve satisfatória ao longo de toda a pesquisa, não havendo necessidade de ajustá-la a fim de promover a proporção necessária para o bom funcionamento do sistema de lodos ativados. Os resultados das análises de macronutrientes encontram-se nos itens 1.3; 2.3; 3.3; 4.3 e 5.3 dos Anexos.

Durante o período de inoculação, ocorreu o entupimento da bomba de sucção BC -1 devido à grande presença de sólidos no efluente após tratamento físico-

químico, tais como cabelo, fios plásticos e pedras. A adaptação feita foi a instalação de um filtro Y com cesto no recalque do efluente para o tanque de homogeneização TQ-3000, para retenção de partículas sólidas maiores que 10 mm a fim de evitar a passagem de sólidos para o interior do rotor da bomba BC -1e, posteriormente, para o MBR.

Foi estipulado um tempo de trabalho de 1 mês para cada relação A/M , gerando 5 pontos de análises. Para uma nova relação A/M , foi estipulado um intervalo de aproximadamente 15 dias ou até obter a concentração de sólidos suspensos desejada, bem como a aclimação do sistema de lodos ativados.

A dificuldade de se obter a relação A/M desejada utilizando o controle de sólidos como parâmetro de controle do sistema biológico, é que não há uma constância como há ao se utilizar o TDH. O descarte de lodo, embora programado para ter um único volume de lodo gerado por dia, impediu a obtenção imediata da relação A/M , uma vez que, a quantidade de lodo descartada dependia da degradação do substrato no interior do biorreator, ou seja, da eficiência do sistema. Esta forma de controle fez com que a obtenção das relações A/M desejadas demorassem mais tempo para serem obtidas.

Em função da diferença de tempo para a realização das análises de DQO e de DBO_5 , parâmetros de controle do sistema biológico para a obtenção das relações A/M foram baseados, *a priori*, nos valores da DQO. Entretanto, após os resultados obtidos 2 vezes por semana das análises de DBO_5 , foram realizados novos cálculos para a obtenção da mesma relação A/M em relação à DBO_5 , sendo estes os valores considerados para a obtenção dos parâmetros cinéticos do processo biológico de lodos ativados desta dissertação.

Assim, após os resultados das análises de DBO_5 do afluente e do permeado do MBR, que ocorreram 2 vezes por semana, foram recalculados os valores para as relações A/M , em que: o $A/M = 0,2$ em relação à DQO corresponde a $A/M = 0,1$ em relação à DBO_5 , o $A/M = 0,27$ em relação à DQO corresponde a $A/M = 0,15$ em relação à DBO_5 , o $A/M = 0,3$ em relação à DQO corresponde a $A/M = 0,2$ em relação à DBO_5 , o $A/M = 0,4$ em relação à DQO corresponde a $A/M = 0,3$ em relação à DBO_5 e o $A/M = 0,5$ corresponde a $A/M = 0,4$ em relação à DBO_5 .

Após estes procedimentos iniciais, foi possível obter as relações A/M variando os valores de 0,1 a 0,4 kg DBO_5 /kg SSV d.

4.1 EFICIÊNCIA DE ACORDO COM A RELAÇÃO A/M

As eficiências obtidas para os parâmetros avaliados foram os resultados das médias dos 5 ensaios realizados para cada relação A/M estudada. Os resultados médios de eficiência para as relações $A/M = 0,1$; 0,15; 0,2; 0,3 e 0,4 são apresentados nas Tabelas 13 a 17, respectivamente.

Os valores para todos os ensaios realizados por A/M encontram-se nas tabelas B a F dos Anexos 01 ao 05.

4.1.1 Eficiência para a relação $A/M = 0,1$

Foram encontrados os seguintes valores médios de eficiência para a relação $A/M = 0,1$:

TABELA 13 - MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,1$

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
N-NH ₃ (mg/L)	294	6	98
DBO ₅ (mg/L)	329	49	85
DQO (mg/L)	1022	220	79
Cor aparente (Pt-Co)	2100	370	82
Turbidez (UNT)	195	1,2	> 99
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	12	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	469	0	100
COT (mg/L)	254	78,7	69
Coliforme fecal (NMP/100 ml)	5,2	0	100
Coliforme total (NMP/100 ml)	18,1	0	100
T (°C)	17,5	18,5	-
pH	8,5	7,8	-

A degradação biológica para os principais parâmetros do tratamento de lodos ativados, DQO e DBO₅ apresentaram boa eficiência para relação $A/M = 0,1$. A média de eficiência foi de 85% para DBO₅ e 79% para DQO.

Em seu estudo Ahn *et al.*, (2002), realizaram uma pesquisa sobre a utilização de MBR com membranas submersas em tratamento de lixiviado de aterro sanitário na Coréia, precedendo o tratamento por osmose reversa, obtendo remoção de 97% para DBO₅ e 38% para DQO.

Cicek (2003) reporta que estudos utilizando MBR com membranas externas para tratamento de lixiviado de aterro sanitário na Alemanha alcançaram uma eficiência de 80% na remoção de DQO, próximo aos valores desta pesquisa ao utilizar MBR para tratamento de lixiviado de aterro industrial.

As eficiências de DBO_5 e DQO atingidas na relação $A/M = 0,1$ estão dentro dos valores apresentados em Metcalf e Eddy (2003), 75-90% para DBO_5 e 70-85% para DQO. Sumanaweera (2004), utilizando *stripping* mais MBR com membranas submersas para tratamento de lixiviado de aterro sanitário na Tailândia, reportou uma remoção melhor de DBO_5 em torno de 97% e uma remoção de DQO mais baixa, 74,2%, em relação a esta dissertação. Vale ressaltar que a pesquisa de Sumanaweera (2004) não distinguiu as eficiências por relação A/M , apenas as reporta por ensaios para a relação A/M entre 0,3 a 1 kg DBO_5 /kg SST d.

Em sua pesquisa Wichitsathian (2004) também realizou um estudo sobre a utilização de MBR com membranas submersas em tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Devido à dificuldade de se obter uma constância no estudo, simulou um lixiviado com características dos lixiviados oriundos de aterros de idade média encontrados na Ásia, obtendo remoção de 75% de DQO e 96% de DBO_5 na relação $A/M = 0,6$ kg DQO/kg SST d.

Wichitsathian *et al.*, (2004) apresentaram estudo sobre o tratamento de lixiviado de aterro na Tailândia, utilizando *stripping* seguido por MBR com membranas submersas relatando remoção de DQO entre 72-76%.

Wang *et al.*, (2009) relataram um estudo de caso sobre o tratamento de lixiviado de aterro na França. O sistema MBR com membranas submersas foi utilizado anterior ao tratamento por osmose reversa. A remoção de DQO foi de 72%, não especificando a relação A/M estudada.

Uma das explicações para que a remoção em relação à DBO_5 não tenha sido mais eficiente para relação $A/M = 0,1$ pode ser atribuída ao fato de que a biomassa ainda não estivesse bem aclimatada, pois se espera que em relações mais baixas de A/M haja uma degradação biológica mais elevada (METCALF e EDDY, 2003).

A redução dos valores de COT acompanhou os valores de DQO no permeado, com média de eficiência de 69%, acima do apresentado em Metcalf e Eddy (2003), cujo valor de eficiência para remoção de COT esta entre 45-65%. Parte desta remoção se deu pelo processo biológico de lodos ativados, mas principalmente devido ao processo de ultrafiltração, que consegue via seletividade

reter macromoléculas, proteínas e demais compostos com alto peso molecular (VISVANATHAN, 2000; WICHITSATHIAN, 2004).

Sumanaweera (2004) apresentou uma eficiência de 40% na remoção de COT no lixiviado de aterro sanitário tratado pelo MBR. Miao *et al.*, (2007) pesquisaram sobre a remoção de substâncias húmicas no lixiviado de aterro na Coreia pelo MBR com membranas submersas, reportando uma remoção de 51,6% de COT. Wang *et al.*, (2009) desenvolveram um trabalho sobre o tratamento de lixiviado oriundo de aterro sanitário na China por meio do MBR com membranas submersas, obtendo 32% de redução de COT.

Em relação à remoção de nitrogênio amoniacal presente no lixiviado, o emprego do processo de *stripping* juntamente com o MBR apresentou eficiência de 98% para $A/M = 0,1$. Pode-se atribuir este feito à alta concentração de oxigênio dissolvido (VISVANATHAN, 2000; YU e ZHOU, 2010), aliada à faixa de pH ótima, entre 9 e 11, utilizada no *stripping* para a redução de nitrogênio amoniacal no biorreator, que também propicia o surgimento de bactérias do tipo *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, responsáveis pela nitrificação (BARNES and BLISS, 1983; ABELING e SEYFRIED, 1992; METCALF e EDDY, 2003). Ahn *et al.*, (2002) relataram que não conseguiram uma melhor remoção de nitrogênio amoniacal, em média 68%, devido à alta presença de nitrogênio amoniacal no efluente a ser tratado, inibindo o crescimento de bactérias do tipo *Nitrobacter*.

A média de remoção de nitrogênio amoniacal reportada em Metcalf e Eddy (2003) é de apenas 7%. Em seu estudo Sumanaweera (2004) apresentou uma remoção de 83,3% de nitrogênio amoniacal. A eficiente remoção de nitrogênio amoniacal (> 90%) também foi reportada em outros estudos utilizando MBR no tratamento de lixiviado e outros efluentes com alta concentração de nitrogênio amoniacal (STEPHENSON *et al.*, 2000; VISVANATHAN, 2000; LAWRENCE *et al.*, 2002; CICEK, 2003; QIN *et al.*, 2006; LAITINEN *et al.*, 2006; ACHILLI *et al.*, 2009; YU e ZHOU, 2010).

Com a remoção do nitrogênio amoniacal via nitrito/nitrato, ocorreu por vezes o aumento na condutividade do permeado em comparação com o afluente. Tal fato pode estar vinculado ao aumento de sólidos totais dissolvidos mediante os processos de nitrificação e nitratação originando novos compostos como nitrito e nitrato.

Reiterando a capacidade do processo de ultrafiltração em reter material

particulado, a eficiência alcançada na relação $A/M = 0,1$ para a remoção de sólidos suspensos e sólidos sedimentáveis foi de 100%, o que também aconteceu com a redução da turbidez, atingindo eficiência superior a 99% (VISVANATHAN *et al.*, 2000; CICEK, 2003; METCALF e EDDY, 2003; SUMANAWEEERA, 2004; LAITINEN *et al.*, 2006; DLUGOLECKA *et al.*, 2007 VLASIC e CUPIC, 2009; YIGIT *et al.*, 2009).

A ausência de coliformes totais e termotolerantes no permeado, remoção de 100%, pode ser explicada pelo processo de ultrafiltração eficiente das membranas para estas bactérias (VISVANATHAN *et al.*, 2000; LAWRENCE *et al.*, 2002; CICEK, 2003; QIN *et al.*, 2006; KADER, 2007; NYSERDA, 2008).

A remoção de cor aparente com média de 82% foi considerada alta para tratamentos de lixiviado. A cor no efluente está relacionada com a presença de compostos orgânicos não biodegradáveis. A utilização de MBR para remoção de cor tem sido observada em estudos de efluentes de indústrias têxteis. Yigit *et al.*, 2009, reporta remoção acima de 97% pelo MBR com membranas submersas em efluente de indústria têxtil. A eficiência alcançada está relacionada à capacidade das membranas em rejeitar colóides e macromoléculas. Parte da cor aparente não removida é devido à presença de sais no permeado, cujo processo eficiente para total remoção não é o de ultrafiltração, mas sim o processo de osmose reversa.

A média da concentração de oxigênio dissolvido para a relação $A/M = 0,1$ foi de 2,92 mg/L.

Em relação às membranas, durante o estudo de eficiência dos parâmetros analisados para relação $A/M = 0,1$, foram realizadas 2 lavagens químicas. A média de pressão de operação foi de 192 kPa, para uma vazão de permeado igual a 192 L/h. O ciclo de operação do MBR foi de 20 minutos de sucção para 2 minutos de retrolavagem, sendo a pressão de retrolavagem de 10 Kgf/cm², com vazão ajustada para 60 L/h. O descarte foi programado para 2,0 segundos a cada 30 minutos, originando uma média de 96 L de lodo descartados ao dia.

A sedimentabilidade do lodo não é um fator fundamental para a operação do MBR, pois a força de cisalhamento que ocorre devido à alta turbulência gerada para evitar a incrustação, faz com que os flocos se quebrem, acarretando em flocos de baixo peso e disformes (STEPHENSON *et al.*, 2000). Entretanto, o IVL para a relação $A/M = 0,1$ foi de 52,68 ml/g, apresentando boa sedimentabilidade (JORDÃO, 1998).

Ng e Hermanowicz (2005) relacionam ainda a boa sedimentabilidade ao alto teor de EPS na biomassa no interior do MBR. Neste período não foi observado decaimento no fluxo do permeado.

O permeado obtido para a relação $A/M = 0,1$ é apresentado na Figura 24.

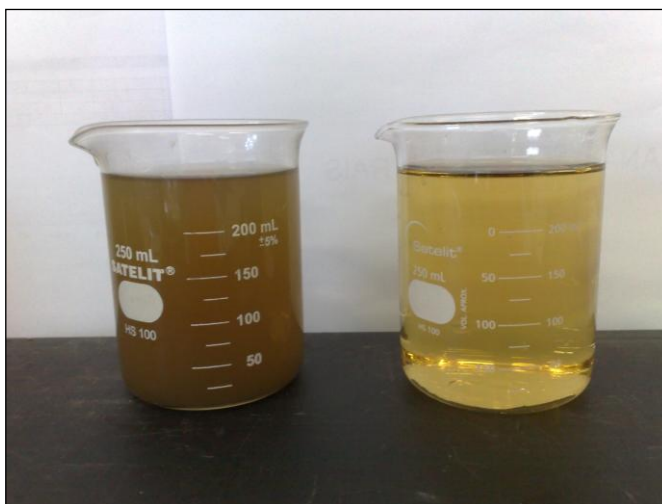


FIGURA 24 – PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,1$

4.1.2 Eficiência para a relação $A/M = 0,15$

Foram encontrados os seguintes valores médios de eficiência para a relação $A/M = 0,15$:

TABELA 14 - MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS ($A/M = 0,15$)

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
N-NH ₃ (mg/L)	269	4	99
DBO ₅ (mg/L)	392	51	87
DQO (mg/L)	1175	226	81
Cor aparente (Pt-Co)	2000	400	80
Turbidez (UNT)	204	1,2	> 99
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	13	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	462	0	100
COT (mg/L)	310	81	74
Coliforme fecal (NMP/100 ml)	2,9	0	100
Coliforme total (NMP/100 ml)	12,3	0	100
T (°C)	18,6	19,8	-
pH	8,4	7,9	-

A degradação biológica para DQO e DBO_5 apresentou melhora na eficiência para relação $A/M = 0,15$. A média de eficiência foi de 87% para DBO_5 e 81% para DQO, mais próximos dos valores esperados para uma relação de $A/M = 0,15$. A redução dos valores de COT acompanhou novamente os valores de DQO no permeado, com média de eficiência de 74%.

Em relação à remoção de nitrogênio amoniacal do lixiviado, o emprego do processo de *stripping* juntamente com o MBR apresentou melhor eficiência em comparação ao A/M anterior, com 99%, que pode estar relacionado ao fato de haver menos sólidos suspensos no biorreator, acarretando em uma maior concentração de oxigênio dissolvido, viabilizando a remoção de nitrogênio amoniacal (BARNES and BLISS, 1983; ABELING e SEYFRIED, 1992; METCALF e EDDY, 2003).

Devido à eficiente remoção de nitrogênio amoniacal, novamente o permeado apresentou maior condutividade em relação ao afluente, vinculado ao aumento de sólidos totais dissolvidos na forma de nitrito e/ou nitrato.

Também apresentou 100% de eficiência para remoção de particulado, (sólidos suspensos e sedimentáveis), bem como 100 % de remoção para coliformes totais e termotolerantes.

A remoção de cor aparente foi mais baixa se comparada à da relação $A/M = 0,1$, com média de 80%, podendo ser explicada por uma maior presença de sais no permeado (VISVANATHAN, 2004).

A média da concentração de oxigênio dissolvido para o $A/M = 0,15$ foi de 3,79 mg/L. Este aumento pode estar relacionado com a concentração mais baixa de sólidos suspensos no biorreator, o que acarreta menos consumo de oxigênio.

Em relação às membranas, durante o estudo da eficiência dos parâmetros analisados para relação $A/M = 0,15$, foram realizadas 4 lavagens químicas. A média da pressão de operação foi de 220 kPa, para a mesma vazão do permeado, igual a 192 L/h. O ciclo de operação do MBR foi de 15 minutos de sucção para 2 minutos de retrolavagem, sendo a pressão de retrolavagem de 10 Kgf/cm², com vazão ajustada para 60 L/h. O descarte foi programado para 2 segundos a cada 30 minutos, e, posteriormente, para 2,5 segundos a cada 30 minutos. Esta variação se deu para manutenção dos sólidos suspensos, originando uma média de 110 L de lodo descartados ao dia. Neste período não foi observado decaimento no fluxo do permeado.

Foi observada boa sedimentabilidade por meio do IVL igual a 56,95 ml/g.

O permeado obtido para a relação $A/M = 0,15$ é apresentado na Figura 25.

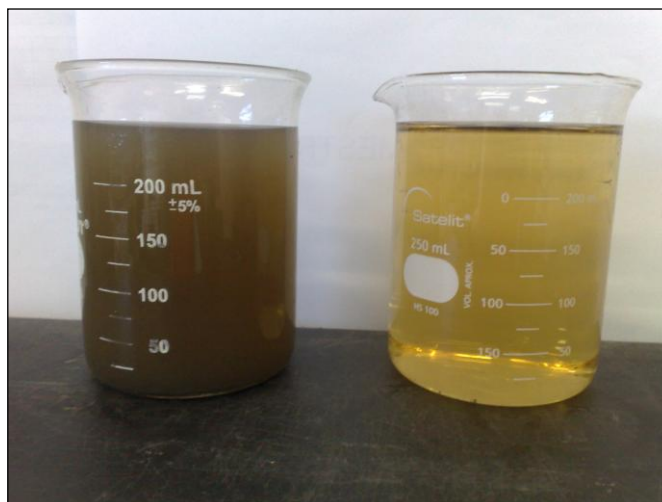


FIGURA 25 - PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,15$

4.1.3 Eficiência para a relação $A/M = 0,2$

Foram encontrados os seguintes valores médios de eficiência para a relação $A/M = 0,2$:

TABELA 15 - MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,2$

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
N-NH ₃ (mg/L)	271	2,8	99
DBO ₅ (mg/L)	397	47	88
DQO (mg/L)	1173	190	84
Cor aparente (Pt-Co)	2800	480	83
Turbidez (UNT)	302	1,3	> 99
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	11,6	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	395	0	100
COT (mg/L)	268	57	79
Coliforme fecal (NMP/100 ml)	4,65	0	100
Coliforme total (NMP/100 ml)	16,3	0	100
T (°C)	20,7	21,7	-
pH	8,4	7,5	-

A degradação biológica para DQO e DBO₅ para a relação $A/M = 0,2$ foi a que apresentou melhor eficiência. A média de eficiência foi de 88% para DBO₅ e 84% para DQO. Concomitantemente, o COT também teve sua melhor remoção, com eficiência de 79%. A melhora na eficiência pode ser associada a uma melhor aclimação da biomassa.

As demais eficiências como remoção de sólidos, nitrogênio amoniacal, coliforme total e fecal permaneceram com os mesmos valores da relação $A/M = 0,15$.

A remoção de cor aparente obteve uma melhora com média de 83%, podendo ser explicada pelo processo de ultrafiltração, juntamente com a elevada concentração de oxigênio dissolvido no biorreator. A concentração de oxigênio dissolvido esteve em média em 4,18 mg/L, reiterando que quanto mais baixa for a concentração de sólidos suspensos no biorreator, mais baixo será o consumo oxigênio.

Durante o estudo da eficiência dos parâmetros analisados para relação $A/M = 0,2$ a média de pressão de operação foi de 270 kPa para uma vazão de permeado igual a 192 L/h. No decorrer deste período a pressão aumentou a valores próximos a 330 kPa. Foram realizadas 4 lavagens químicas, mesmo assim, a pressão não retornou a 270 kPa para uma vazão igual a 192 L/h. Portanto, foi necessário diminuir a vazão do permeado para 182 L/h, baixando a pressão de sucção a valores próximos a 300 kPa, no intuito de preservar as membranas dado o limite máximo de pressão de sucção pelo fabricante de 400 kPa (PTM).

Desta forma, foi verificada uma incrustação parcialmente irreversível, pois, mesmo após todos os procedimentos para a recuperação das membranas, foi necessário diminuir a vazão do permeado para diminuir a PTM. Como os valores de DQO de entrada continuavam próximos a 1000 mg/L, pôde-se concluir que o aumento da concentração de determinados compostos presentes no lixiviado é que acarretou em uma incrustação mais significativa. A incrustação e/ou bioincrustação das membranas pode ter sua causa associada à possível presença de EPS ou ainda polarização de concentração (ZHANG *et al.*, 2008; SILVA 2009).

Com a diminuição da vazão do permeado, foi necessário o descarte de lodo para atingir uma concentração de sólidos no biorreator compatível com a DQO de entrada em torno de 1000 mg/L, a fim de se obter a relação $A/M = 0,2$.

O ciclo de operação do MBR foi de 10 minutos de sucção para 1,5 minutos de retrolavagem, sendo a pressão de retrolavagem de 15 Kgf/cm², com vazão ajustada para 60 L/h. O descarte foi programado para 2,5 segundos a cada 30 minutos, originando uma média de 115 L de lodo descartados ao dia.

A sedimentabilidade do lodo obtida por meio do IVL foi de 51,45 ml/g, também considerada boa. Como foi comprovada a incrustação devido à presença de determinados compostos no afluente, reitera a observação que a possível presença

de EPS podem ter auxiliado em uma melhor sedimentabilidade (NG e HERMANOWICZ, 2005).

O permeado obtido para a relação $A/M = 0,2$ é apresentado na Figura 26.



FIGURA 26 – PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,2$

4.1.4 Eficiência para a relação $A/M = 0,3$

Foram encontrados os seguintes valores médios de eficiência para a relação $A/M = 0,3$:

TABELA 16 - MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,3$

Parâmetros	Afluente após stripping	Permeado	Eficiência %
N-NH ₃ (mg/L)	309	2	> 99
DBO ₅ (mg/L)	457	88	81
DQO (mg/L)	1136	308	73
Cor aparente (Pt-Co)	3500	600	83
Turbidez (UNT)	276	1,2	> 99
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	10	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	373	0	100
COT (mg/L)	237	118	50
Coliforme fecal (NMP/100 ml)	3,6	0	100
Coliforme total (NMP/100 ml)	14,8	0	100
T (°C)	19,6	21,3	-
pH	8,5	7,4	-

Durante o estudo da eficiência dos parâmetros analisados para relação $A/M = 0,3$, foi realizada a operação de manutenção no tanque de armazenamento do lixiviado TA-100 da ETE, o qual foi totalmente esvaziado. Houve novo bombeamento de lixiviado do aterro para a ETE. Tal procedimento acarretou em um lixiviado com

elevada toxicidade e cargas de DQO acima de 12000 mg/L. Embora as diluições tenham ocorrido da mesma forma para os demais parâmetros, a partir deste período, o tratamento físico-químico da ETE já não era tão eficiente para a redução da matéria orgânica e da toxicidade.

A piora da qualidade do lixiviado aliada a uma concentração mais baixa de sólidos suspensos no biorreator, em função da relação $A/M = 0,3$, possivelmente contribuiu para que a eficiência na degradação biológica diminuísse em comparação com as relações A/M anteriores. A média de eficiência foi de 81% para DBO_5 e 73% para DQO. A remoção de COT também diminuiu em comparação às anteriores, 50%. Pode-se afirmar que, para a relação $A/M = 0,3$ esperava-se até valores de eficiência mais baixos, ainda mais se aliado a diminuição na qualidade do lixiviado. No entanto, tal fato não ocorreu devido ao sistema MBR, que apresentou outro de seus benefícios que é suportar grandes variações de carga (CICEK, 2003).

As demais eficiências, como remoção de sólidos, coliformes totais e termotolerantes permaneceram com os mesmos valores anteriores, apenas o nitrogênio amoniacal teve um pequeno aumento, demonstrando que, suas remoções estão vinculadas muito mais ao processo de ultrafiltração que ao biológico (VISVANATHAN *et al.*, 2000; CICEK, 2003; METCALF e EDDY, 2003; NYSERDA, 2008).

A remoção de cor aparente manteve a média de 83%, podendo ser explicada devido à concentração de oxigênio dissolvido no biorreator, cujo valor médio foi bem mais alto que os demais, igual a 5,09 mg/L, reafirmando estar mais associada ao processo de ultrafiltração do que ao processo biológico (YIGIT *et al.*, 2009).

Durante o estudo da eficiência dos parâmetros analisados para relação $A/M = 0,30$, novamente a pressão na linha de sucção tornou a subir, próximo a valores de 380 kPa para uma vazão de 182 L/h. Foram realizadas 5 lavagens químicas, entretanto, para manter a pressão próxima a 320 kPa, foi necessário novamente diminuir a vazão. A média de pressão de operação foi de 320 kPa com a diminuição do fluxo de permeado para 154 L/h.

Após as lavagens químicas, como a pressão de sucção não cedeu, verificou-se uma maior incrustação, também parcialmente irreversível. Novamente a DQO de entrada foi mantida em concentrações próximas a 1000 mg/L, portanto, reitera a possibilidade da incrustação estar vinculada a determinados compostos no lixiviado e não à carga mássica do afluente do sistema MBR (ZHANG *et al.*, 2008; SILVA

2009).

Com a diminuição da vazão de permeado, novamente foi necessário o descarte de lodo para atingir uma concentração de sólidos no biorreator compatível com a DQO do afluente, a fim de se obter a relação $A/M = 0,3$.

A operação utilizada foi de 10 minutos de sucção para 1,5 minutos de retrolavagem, sendo a pressão de retrolavagem de 20 Kgf/cm², com vazão ajustada para 60 L/h. O descarte foi programado para 2,5 segundos a cada 30 minutos, originando uma média de 120 L de lodo descartados ao dia.

O IVL para relação $A/M = 0,3$ foi de 42,85 ml/g, apresentando boa sedimentabilidade.

O permeado obtido para a relação $A/M = 0,3$ é apresentado na Figura 27.

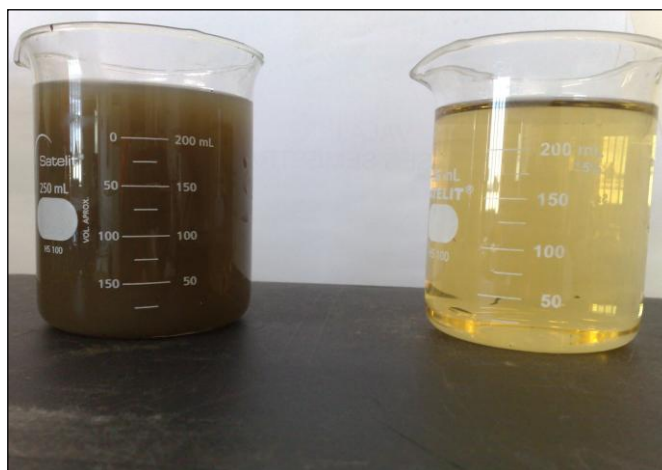


FIGURA 27 – PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,3$

4.1.5 Eficiência para a relação $A/M = 0,4$

Foram encontrados os seguintes valores médios de eficiência para a relação $A/M = 0,4$:

TABELA 17 - MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,4$
(continua)

Parâmetros	Afluente após stripping	Permeado	Eficiência %
N-NH ₃ (mg/L)	291	2	> 99
DBO ₅ (mg/L)	494	130	74
DQO (mg/L)	1152	400	65

TABELA 17 - MÉDIA DA EFICIÊNCIA DOS PARÂMETROS PARA $A/M = 0,4$
(continuação)

Parâmetros	Afluente após stripping	Permeado	Eficiência %
Cor aparente (Pt-Co)	3800	410	89
Turbidez (UNT)	317	1,7	> 99
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	11	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	319	0	100
COT (mg/L)	279	167	40
Coliforme fecal (NMP/100 ml)	4,85	0	100
Coliforme total (NMP/100 ml)	15,7	0	100
T (°C)	19,9	21,2	-
pH	8,3	7,1	-

A exemplo das características do afluente para relação $A/M = 0,3$, no período de obtenção dos resultados de eficiência para $A/M = 0,4$, o afluente continuou apresentando concentrações elevadas para DQO e DBO_5 , mesmo após tratamento físico-químico. A baixa biodegradabilidade foi também observada pelo sistema de lodos ativados da ETE.

Contudo, a eficiência na remoção de DQO e DBO_5 para $A/M = 0,4$ foi de 65% e 74%, respectivamente. Estes valores sugerem que a capacidade de suportar variações de carga na entrada é uma vantagem do MBR em comparação ao sistema de lodos ativados, conforme já salientado anteriormente.

A remoção de COT de 40% foi também menos eficiente em relação às demais. Tal valor pode estar associado não só aos compostos presentes no afluente, mas também a uma relação A/M maior, sugerindo que, relações mais baixas de A/M apresentam melhor eficiência para degradação biológica (METCALF e EDDY, 2003).

Independentemente da relação A/M ser mais alta, a remoção de sólidos, nitrogênio amoniacal, coliforme total e fecal permaneceu com os mesmos valores das relações A/M anteriores (> 99%), confirmando estar mais vinculada ao processo de ultrafiltração das membranas do que ao sistema biológico de lodos ativados.

A alta concentração de oxigênio, 5, 21 mg/L propiciou melhor remoção de cor, 89%. O aumento da concentração de oxigênio está vinculado à concentração mais baixa de sólidos suspensos no biorreator, o que acarreta na diminuição do consumo de oxigênio.

No período de obtenção das eficiências para relação $A/M = 0,4$ foram

realizadas 4 lavagens químicas. Novamente foi necessário diminuir a vazão do permeado em função do aumento da pressão. Inicialmente com a vazão de 154 L/h a pressão de operação excedeu 350 kPa. Mesmo após as lavagens químicas e relaxação com inserção de ar, a pressão para esta vazão não cedeu, sendo necessária a diminuição da vazão do permeado para 100 L/h. Com esta vazão a pressão estabilizou em 320 kPa. Portanto, durante a obtenção das eficiências dos parâmetros analisados para as relações A/M nos intervalos de 0,1 a 0,4 a vazão do permeado gerado pelo MBR diminuiu em torno de 50%.

Conforme apresentado anteriormente e, seguindo a metodologia de trabalho, com a diminuição da vazão de permeado, para obtenção da relação $A/M = 0,4$ foi necessário o descarte de lodo do biorreator a fim de obter uma concentração de sólidos compatível com a DQO do afluente.

A operação utilizada foi de 10 minutos de sucção para 1,5 minutos de retrolavagem, sendo a pressão de retrolavagem de 20 Kgf/cm², com vazão ajustada para 60 L/h. O descarte foi programado para 2,5 segundos a cada 30 minutos, originando uma média de 120 L de lodo descartados ao dia.

O IVL para relação $A/M = 0,4$ foi de 34,11 ml/g, também apresentando boa sedimentabilidade.

O permeado obtido para a relação $A/M = 0,4$ é apresentado na Figura 28.

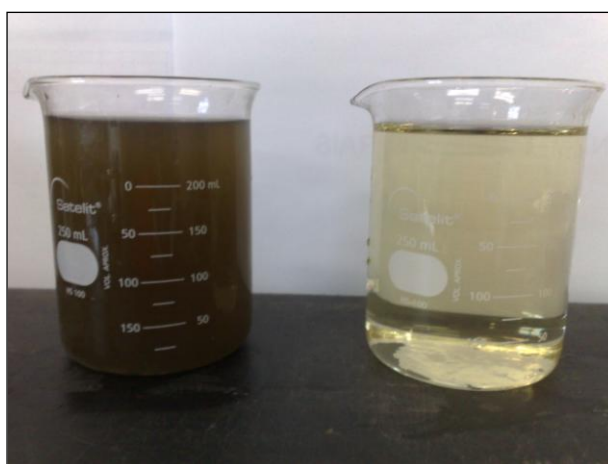


FIGURA 28 – PERMEADO PARA RELAÇÃO $A/M = 0,4$

4.2 REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DAS EFICIÊNCIAS DE ACORDO COM A RELAÇÃO A/M

As médias das eficiências alcançadas para cada relação A/M originaram os resultados apresentados nas Figuras 29, 30 e 31 para a remoção de DQO, DBO_5 e COT, respectivamente. A representação gráfica das eficiências médias dos demais parâmetros analisados como a remoção do nitrogênio amoniacal, remoção de sólidos e turbidez, remoção de coliformes totais e termotolerantes e cor tornou-se irrelevante visto que as eficiências atingidas tiveram pouca ou nenhuma variação para as relações A/M avaliadas, como já discutido anteriormente.

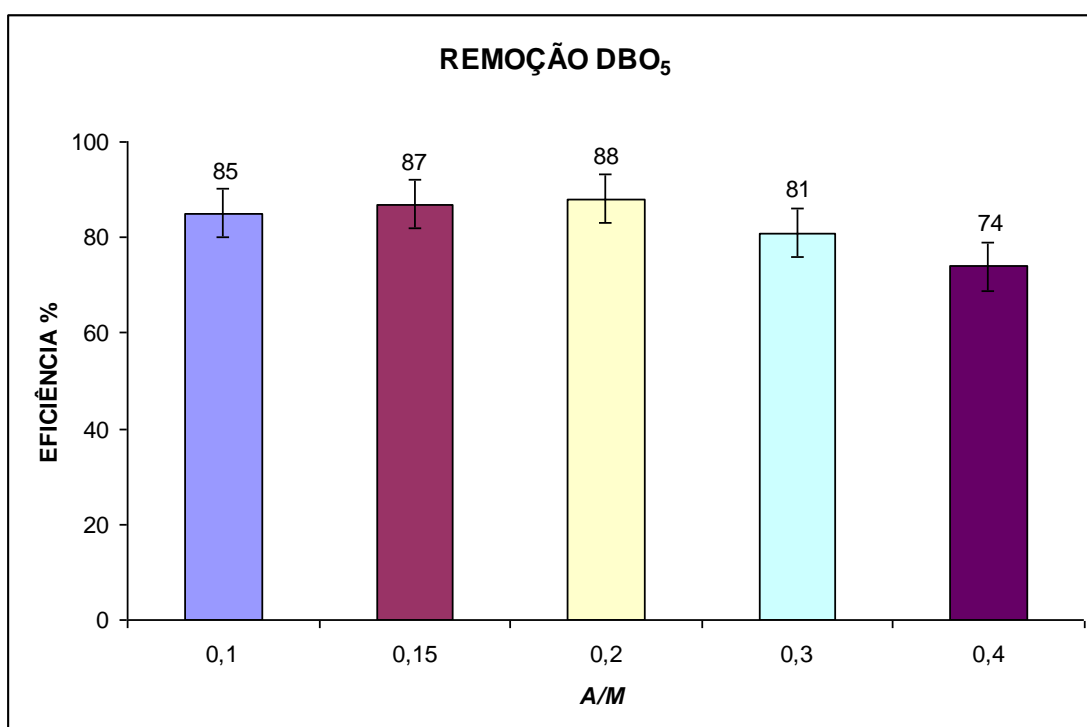


FIGURA 29 – REMOÇÃO DBO_5

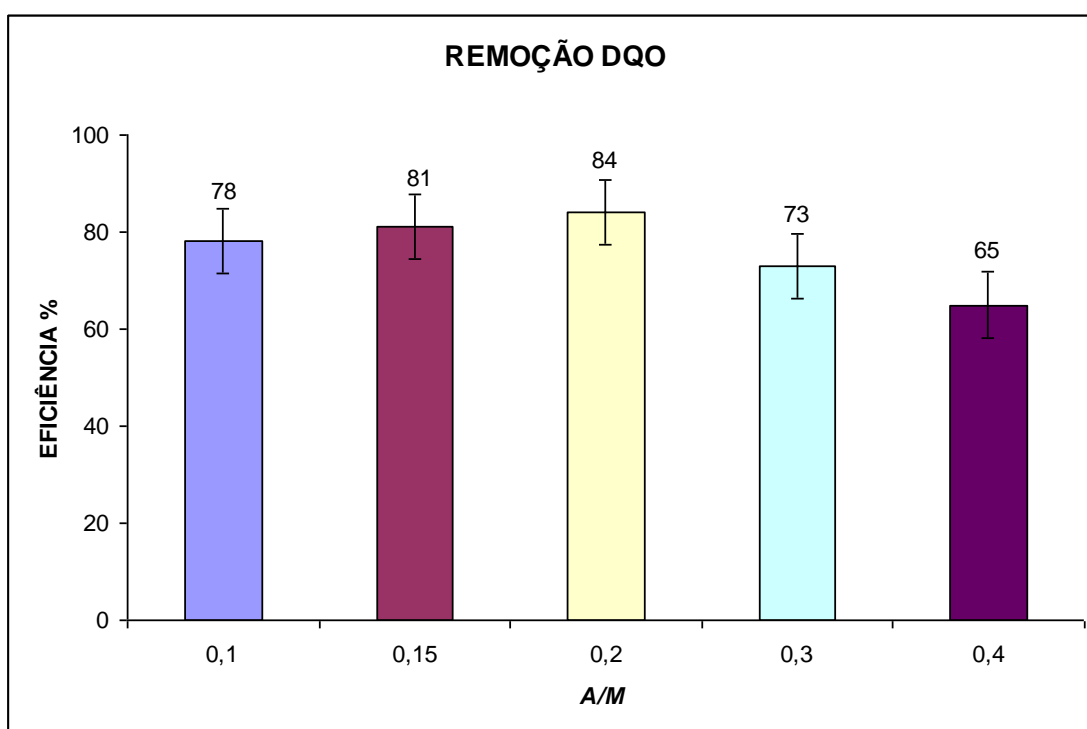


FIGURA 30 – REMOÇÃO DQO

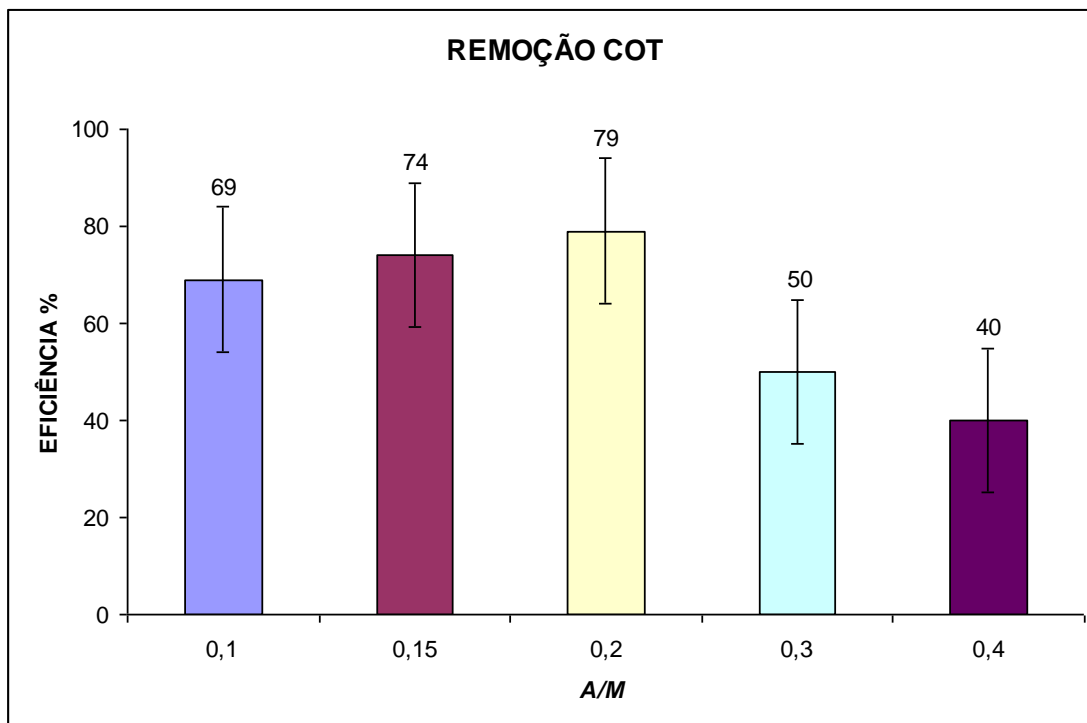


FIGURA 31 – REMOÇÃO COT

Conforme apresentado nos gráficos e já discutido anteriormente, a melhor remoção do material orgânico presente no lixiviado pelo MBR foi para a relação A/M

= 0,2, ($\bar{x} \pm \sigma$), sendo $88\% \pm 5\%$ para DBO_5 , $84\% \pm 7\%$ para DQO e $79\% \pm 15\%$ para COT. Espera-se uma melhor remoção em relações A/M mais baixas (METCALF e EDDY, 2003), mas, possivelmente, devido a uma melhor aclimação da biomassa a partir da relação $A/M = 0,15$ é que foi observada melhora na eficiência para remoção do material orgânico.

Jensen *et al.*, (2001), utilizaram MBR para tratamento de lixiviado de aterro sanitário. O estudo apontou que o grau de eficiência na remoção de DQO está relacionado à fase de degradação do lixiviado. Quando a performance do MBR foi avaliada constatou que para lixiviado com idade nova ($\text{DQO} > 10000 \text{ mg/L}$) a eficiência varia entre 78 a 94%, com idade intermediária (DQO entre 5000 a 7000 mg/L) a eficiência varia entre 60% a 65% e no caso de lixiviado estabilizado (DQO abaixo de 2500 mg/L) a eficiência varia entre 23% a 46%. Conforme a caracterização do lixiviado apresentada na Tabela 12, a DQO era em torno de 4000 mg/L , o que o classifica conforme Jensen *et al.*, (2001), com idade intermediária, tendo portanto, uma remoção de DQO entre 60%-65%. Sendo assim, a eficiência alcançada na pesquisa desta dissertação, está acima dos valores esperados para lixiviado com idade intermediária.

Outro resultado de eficiência gerado foi do IVL, ($\bar{x} \pm 8 \text{ ml/g}$) para cada relação A/M , apresentado na Figura 32.

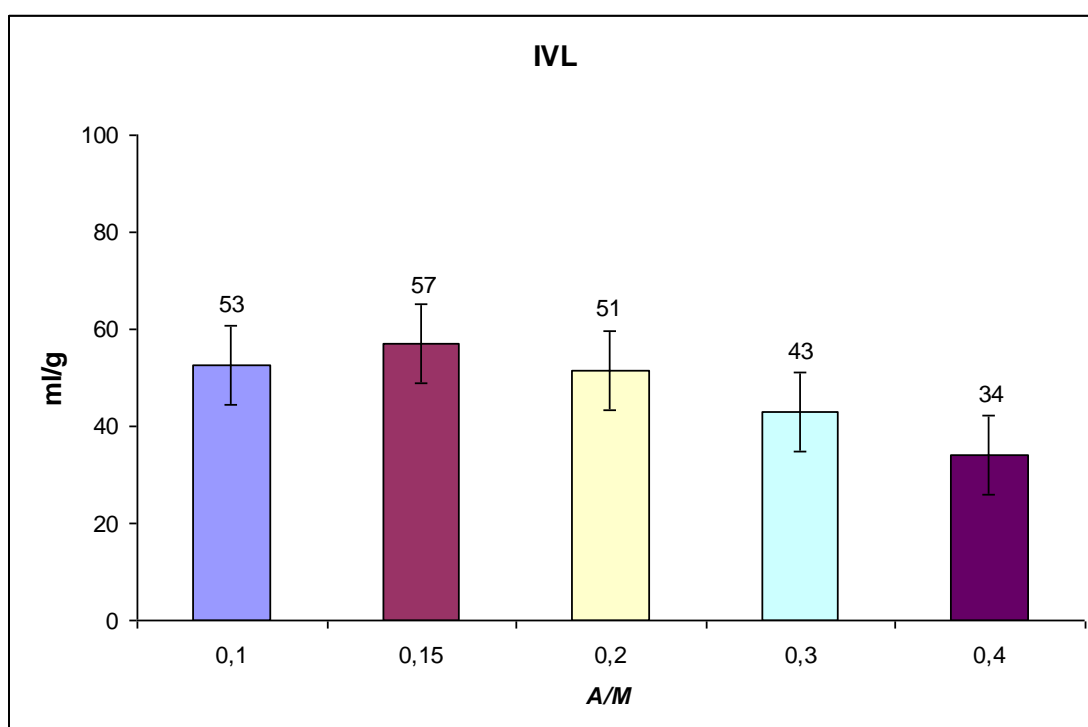


FIGURA 32 – IVL

O IVL é considerado um parâmetro de eficiência do sistema de lodos ativados pois, a sedimentabilidade do lodo é afetada pela alteração de algum parâmetro de controle de processos, tais como: a idade do lodo, o TDH, OD e A/M .

Como já comentado anteriormente, a sedimentabilidade não é um fator fundamental para a operação do MBR, pois a força de cisalhamento do sistema de aeração quebra os flocos acarretando em flocos de baixo peso e disformes (STEPHENSON *et al.*, 2000). Entretanto, como uma boa sedimentabilidade também está relacionada com uma boa remoção de sólidos suspensos (ALÉM SOBRINHO, 1983), e esta é uma das características do MBR, independentemente da relação A/M , todas apresentaram boa sedimentabilidade devido a remoção total de sólidos suspensos para todas as relações A/M avaliadas.

4.3 PARÂMETROS CINÉTICOS

Para a definição dos parâmetros cinéticos como remoção do substrato, consumo de oxigênio e produção de lodo, através do modelo cinético de Eckenfelder, foi realizada a média dos resultados obtidos em relação à DBO_5 para cada relação A/M , agrupados na Tabela 18. Para a obtenção dos dados foram coletadas amostras de 5 ensaios por A/M , conforme periodicidade relacionada na Tabela 8. Os dados de todos os ensaios realizados encontram-se nas Tabelas A dos Anexos 01 ao 05.

TABELA 18 – MÉDIA DOS PARÂMETROS CINÉTICOS

Parâmetros cinéticos	A/M (kg DBO_5 /kg SSV d)				
	0,1	0,15	0,2	0,3	0,4
t (d)	0,28	0,28	0,29	0,34	0,53
So (mg/L)	329	392	397	457	494
Se (mg/L)	49	51	47	88	130
SSV = X_a (mg/L)	10763	9626	8297	4805	2370
Rr (mg/L.d)	250	360	489	697	733
$(S_o - S_e)/(SSV \cdot t)$	0,093	0,126	0,142	0,225	0,285
Rr/SSV (mg/mg d)	0,023	0,038	0,059	0,146	0,310
$1/\theta_c$ (d^{-1})	0,009	0,012	0,014	0,025	0,051
θ_c (d)	112	89	72	40	20
Lodo descartado (L/d)	96	110	115	120	120
ΔOD (mg/L)	0,008	0,012	0,016	0,023	0,024
V biorreator (L)	1273	1273	1273	1273	1273
Q permeado (L/h)	192	192	182	154	100

4.3.1 Determinação da taxa de remoção de substrato (k)

O cálculo para determinar a constante k baseia-se no método da linearização dos dados, sendo o coeficiente angular da reta resultante, o valor da taxa de remoção do substrato, ou seja, a velocidade de degradação do material orgânico presente no lixiviado de aterro industrial pelo sistema MBR.

O valor da taxa pode ser expresso pela da Equação 8, apresentada no item 2.8.1.1:

$$\frac{S_o - S_e}{X_a \times t} = k \times S_e$$

A partir da Equação 8, plotando-se os valores do substrato remanescente $\frac{S_o - S_e}{X_a \times t}$ no eixo y e da DBO₅ correspondente no efluente do MBR (Se) no eixo x, para cada relação A/M, obtém-se os resultados apresentados na Figura 33.

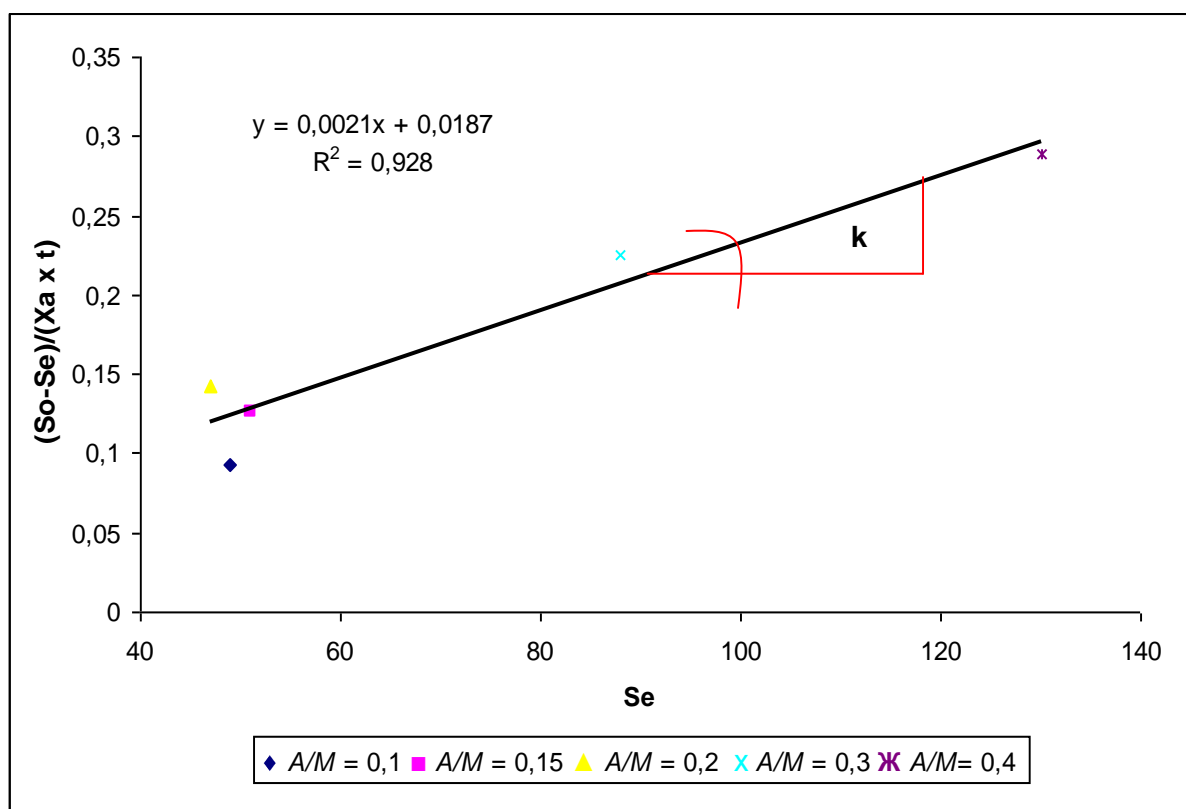


FIGURA 33 – TAXA DE REMOÇÃO DE SUBSTRATO k

Observa-se que os pontos relativos às médias dos ensaios apresentaram boa linearização, com o coeficiente de correlação resultante R^2 em torno de 93% para a obtenção da taxa de remoção do substrato k .

Como a base deste estudo foi a DBO_5 , a remoção representa a parte biodegradável presente no lixiviado.. Obteve-se para a remoção do substrato, ou seja, para a velocidade de degradação biológica, $k_{DBO5} = 0,0021$ L/mg d. O valor obtido neste estudo está compatível com o valor encontrado por Ince *et al.*, (2007), $k = 0,0019$ L/mg d para tratamento de lixiviado de aterro sanitário com idade nova ($DQO > 10000$ mg/L) utilizando MBR.

Comparando-se este valor com outros apresentados em literatura para outros efluentes, como o da indústria petroquímica, $k = 0,0029 - 0,018$ L/mg d, (ECKENFELDER, 1989), observa-se uma baixa velocidade de degradação, atribuída pela presença de componentes químicos de difícil degradabilidade no lixiviado.

A baixa degradabilidade do lixiviado de aterro industrial pode ser associada a sua composição. O lixiviado apresenta componentes com alto peso molecular, representados por grupos carboxílicos e hidroxílicos, denotando ser um lixiviado de aterro em fase metanogênica ou em fase ácida (ácidos fúlvicos e húmicos), ou ainda ter em sua composição compostos mais estáveis como a celulose ou lignina (WICHITSATHIAN *et al.*, 2004), exigindo mais tempo para serem degradados. Isto é possível em sistema MBR, pois uma de suas características é trabalhar com o TDH independentemente da idade do lodo (STEPHENSON, *et al.*, 2000).

4.3.2 Determinação das taxas de consumo de oxigênio (a' e b')

Os parâmetros cinéticos de consumo de oxigênio a' e b' definem a necessidade de oxigênio para a fase de anabolismo (síntese celular) e para a fase de catabolismo (respiração endógena), respectivamente, e são definidos pela Equação 17 apresentada no item 2.8.1.2.

$$\frac{R_r}{X_a} = a' \times \frac{(S_o - S_e)}{X_a \times t} + b'$$

Para tanto, dependem da taxa de consumo de oxigênio, R_r , que é obtida por meio do ensaio de respirometria, conforme Equação 13 apresentada no item

2.8.1.2.

$$R_r = \frac{\Delta OD}{\Delta t} \quad (\text{mg/L d})$$

Os resultados médios obtidos da variação de OD para um intervalo de tempo Δt de 1 (uma) hora da amostra coletada no biorreator, para cada relação A/M estudada, são apresentados na Tabela 18. Multiplicando-se a OD pelo volume do biorreator (V), obtém-se o valor de R_r .

A partir da Equação 17 plotando-se os valores da taxa de consumo de oxigênio, R_r , por meio do ensaio de respirometria, no eixo y e do substrato remanescente correspondente $\frac{S_o - S_e}{X_a \times t}$ no eixo x, para cada relação A/M , obtém-se os resultados apresentados na Figura 34.

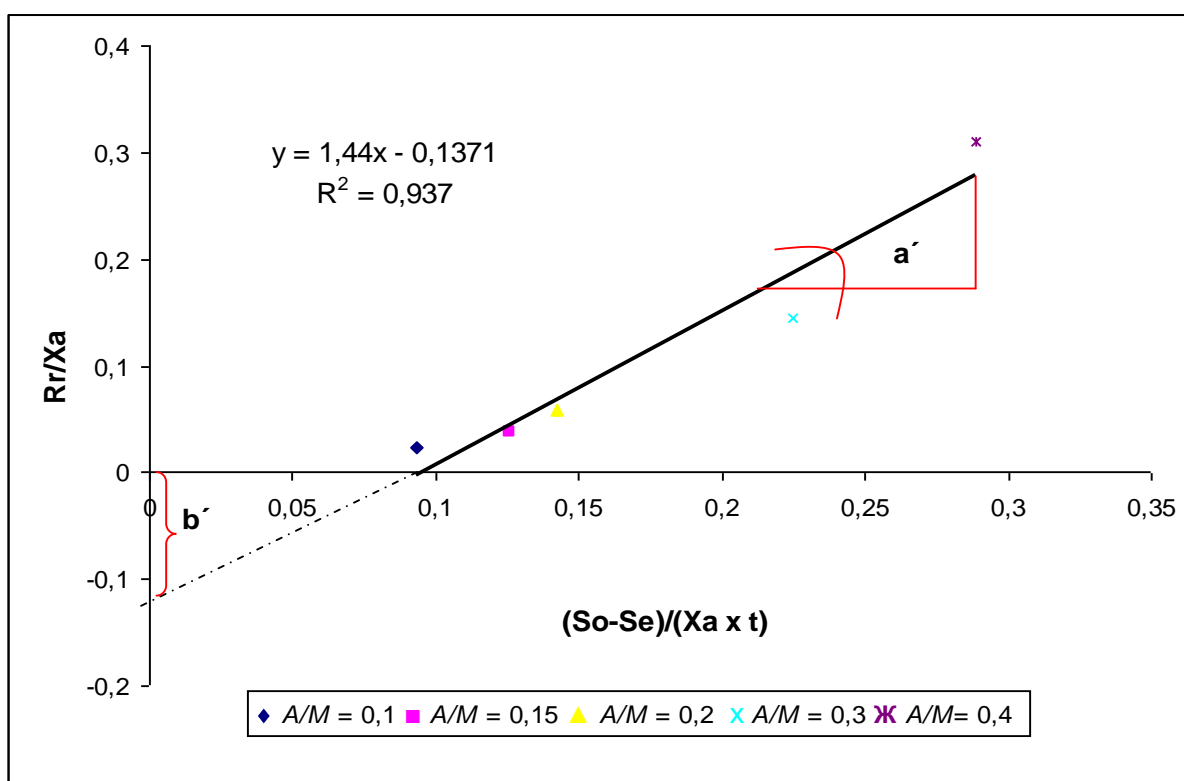


FIGURA 34 – CONSUMO DE OXIGÊNIO

O coeficiente de correlação resultante obtido, R^2 , aproximadamente igual a 94%, demonstrou que os pontos relativos às médias dos ensaios apresentaram uma boa linearidade em relação aos valores da reta de tendência.

Os valores encontrados para a' e b' foram:

$a' = 1,44$ kg O₂ utilizado para oxidar substrato/kg DBO₅ removido;

$b' = 0,14$ kg O₂ utilizado para respiração endógena/kg SSV no biorreator (d⁻¹).

Os valores obtidos demonstram a necessidade de grande quantidade de oxigênio para a produção de energia, em média 1,44 kg O₂/kg de DBO₅ removido. Em comparação com o valor apresentado na literatura para indústria petroquímica, $a' = 0,77$ kg O₂/kg DBO₅ (ECKENFELDER, 1989) em sistema de lodos ativados com aeração prolongada, verifica-se que o consumo de oxigênio no tratamento de lixiviado é significativamente maior. Isto indica a necessidade de um suprimento de oxigênio superior ao que se pratica em tratamentos de efluentes em geral.

Além disso, parte deste alto consumo de oxigênio pode ser atribuído a uma alta concentração de sólidos suspensos (ADHAM e GAGLIARDO, 1998), que é uma característica de sistemas MBR, e outra parte pode estar associada com o processo de nitrificação (DLUGOLECKA *et al.*, 2007). Dlugolecka *et al.*, (2007) estudaram a performance de MBR no tratamento de efluente de um parque industrial situado na Suécia. Nesse estudo foi comprovado que o consumo de oxigênio aumenta consideravelmente devido à presença de bactérias nitrificantes, *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* presentes na biomassa do sistema MBR.

Valores altos de consumo de oxigênio sugerem custos operacionais mais elevados, vinculado a um maior consumo de energia em função da necessidade de sopradores de ar mais potentes. Assim, o consumo de energia é uma desvantagem mencionada em estudos sobre a tecnologia de MBR (ADHAM e GAGLIARDO, 1998; VISVANATHAN, 2000; CICEK, 2002; SUMANAWEEERA, 2004; CORNEL e KRAUSE, 2006; DLUGOLECKA *et al.*, 2007).

4.3.3 Determinação das taxas de produção de lodo (*a* e *b*)

Os parâmetros de produção de lodo *a* e *b*, devido à síntese celular e consumo devido à respiração endógena, respectivamente podem ser avaliados pela Equação 21:

$$\frac{\Delta X_v}{X_a \times V} = a \times \frac{(S_o - S_e)}{X_a \times t} - b$$

Os resultados médios do descarte de lodo obtidos para cada relação *A/M* estudada são apresentados na Tabela 18.

A partir da Equação 21 plotando-se os valores do acúmulo de lodo, $\frac{\Delta X_v}{X_a \times V}$, no eixo y e do substrato remanescente correspondente, $\frac{S_o - S_e}{X_a \times t}$, no eixo x, para cada relação A/M, obtém-se os resultados apresentados na Figura 35.

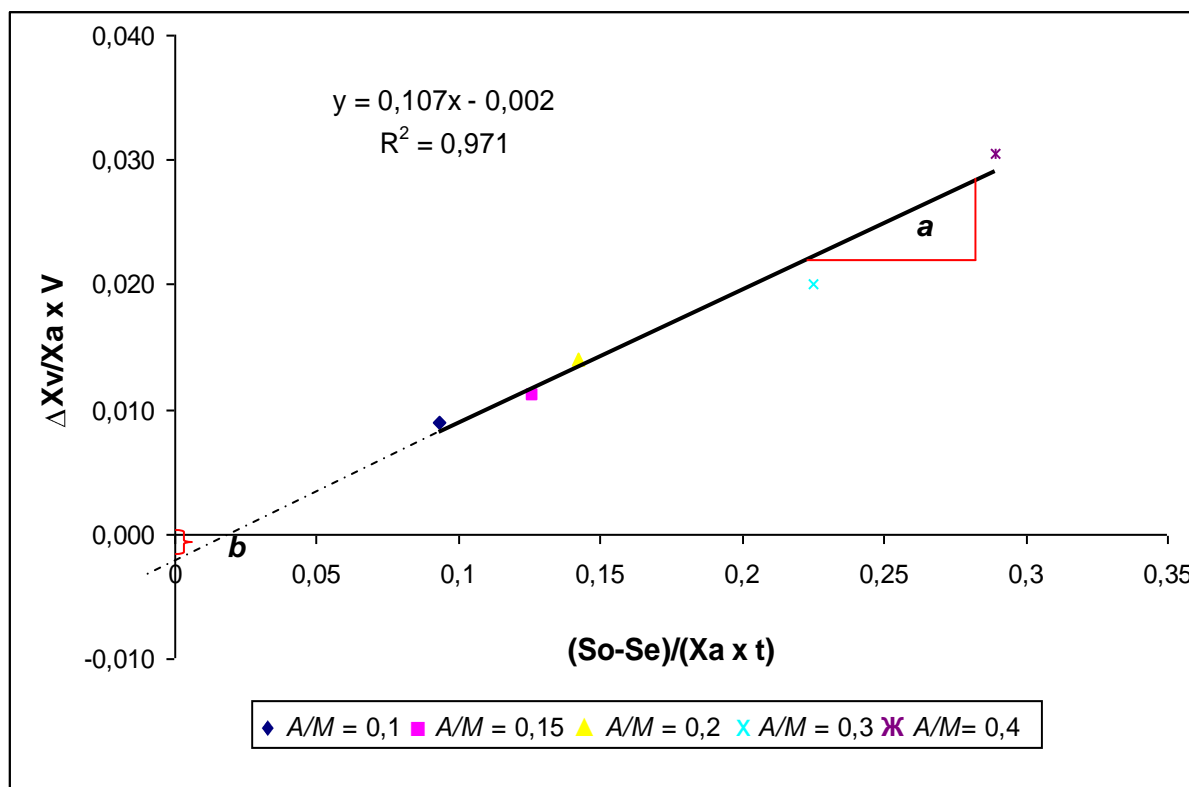


FIGURA 35 – PRODUÇÃO DE LODO BIOLÓGICO

Os valores encontrados para a e b foram:

$a = 0,107$ kg SSV/kg DBO₅ removida

$b = 0,002$ kg SSV oxidado/kg SSV no biorreator (d⁻¹).

O coeficiente de correlação resultante foi de R^2 igual a 97%, o que significa uma boa linearidade da reta, produzindo resultados próximos aos valores da reta de tendência.

O valor de a demonstra que a geração de lodo biológico apresentou-se relativamente baixa, em torno de 11%, em comparação ao valor de lodo gerado pelo processo de lodos ativados para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em torno de 30%, reportado por Thiel (2002).

Dlugolecka *et al.*, (2007) apresentaram uma produção de lodo de 9% no

tratamento de efluente industrial pelo sistema MBR.

A média do lodo descartado, apresentada na Tabela 18, para cada relação A/M avaliada, caracteriza uma baixa produção de lodo, e é uma das vantagens do processo MBR, isto devido à possibilidade deste tipo de sistema em trabalhar com idades do lodo altas, independentemente do TDH (ADHAM e GAGLIARDO, 1998; VISVANATHAN *et al.*, 2000; STEPHENSON *et al.*, 2000; CICEK, 2003; METCALF e EDDY, 2003; SUMANAWEEERA, 2004; LAITINEN *et al.*, 2006; DLUGOLECKA *et al.*, 2007; ACHILLI *et al.*, 2009; VLASIC e CUPIC, 2009). Esta vantagem é um incentivo para a utilização desta tecnologia para tratamento de lixiviado de aterro industrial, uma vez que a grande quantidade de lodo gerado bem como sua disposição é um dos problemas enfrentados no tratamento deste tipo de efluente.

Outra característica é que o acúmulo de lodo biológico (ΔX_v) refere-se apenas à quantidade de sólidos suspensos presentes no biorreator, uma vez que o processo de ultrafiltração gera permeado sem a presença de sólidos suspensos.

4.4 REUSO E PADRÕES DE LANÇAMENTO

No Brasil por não haver uma legislação específica sobre reuso, a USEPA (2004) é utilizada como um guia no tocante à qualidade do efluente após tratamento para determinados fins de reuso.

O mais próximo de leis em relação ao reuso no Brasil é a Norma NBR 13.969/97 que apresenta o reuso como uma opção de destinação do efluente após o tratamento em função da qualidade obtida, e, a Resolução CONAMA Nº 357/05 que apresenta os padrões de lançamento de efluentes e a classificação das águas doces segundo seu uso preponderante.

Baseando-se nestes três argumentos legais e tomando-se o melhor resultado obtido em função da relação $A/M = 0,2$, como exemplo de permeado no o tratamento de lixiviado de aterro industrial pelo MBR, tem-se os seguintes resultados:

- De acordo com a Norma NBR 13.969/97, o permeado atingiu os parâmetros de reuso para as Classes 1, 2, 3 e 4, ou seja, o reuso do lixiviado após tratamento pelo MBR pode ser destinado à: lavagem de

carros, lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, abastecimento de chafariz público e descargas das bacias sanitárias e reuso agrícola através do escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual;

- De acordo com a USEPA (2004) o permeado não atingiu o parâmetro de COT (≤ 3 mg/L) para fins de reuso mais exigentes. Para os demais fins de reuso potável indireto: recarga de águas subterrâneas, reutilização em processos industriais, reciclagem, reuso nas descargas de bacias sanitárias, lavagem de carros e pátios, reuso agrícola e irrigação, o permeado está dentro dos padrões exigidos. Os resultados desta pesquisa em relação ao reuso estão de acordo com estudo apresentado pelo NYSERDA (2008) que conferem ao efluente tratado características dentro dos valores permitido pela USEPA (2004) para fins de reuso potável indireto, após o tratamento com MBR, firmando ser uma tecnologia apropriada para este fim;
- De acordo com o CONAMA Nº 357/05 e os limites de lançamento de matéria orgânica segundo a Licença de operação (LO) expedida pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) o permeado atingiu os padrões de lançamento em relação à DBO₅ (≤ 50 mg/L) e DQO (≤ 300 mg/L), diferentemente do atual sistema de lodos ativados com aeração prolongada, que não atinge os parâmetros de lançamento, principalmente em relação à matéria orgânica.

Em relação à remoção de sais presentes no permeado, e como consequência a remoção de cor, apenas a utilização do MBR não é satisfatória. Neste caso, para padrões mais rígidos de reuso o sistema mais indicado seria a osmose reversa (OR).

Cabe ressaltar que o sistema de OR exige um efluente previamente tratado, sem a presença de sólidos e com baixo valor de DQO. Isto porque o sistema de OR trabalha a pressões mais elevadas devido às membranas terem poros menores se comparado ao sistema MBR. Desta forma, para evitar incrustação e preservar as características das membranas do sistema de OR é indispensável a utilização de MBR anterior ao processo de OR.

5 CONCLUSÃO

A eficiência do processo MBR no tratamento do lixiviado de aterro industrial, teve o melhor resultado para a relação $A/M = 0,2$, tendo sido obtido, $(\bar{x} \pm \sigma)$, $88\% \pm 5\%$ de remoção de DQO, $84\% \pm 7\%$ de DBO_5 , $79\% \pm 15\%$ de COT, 100% de sólidos suspensos totais, 100% de sólidos sedimentáveis e 100% de remoção de coliformes totais e termotolerantes.

A remoção de cor foi exceção, tendo sido obtido o melhor resultado, $89\% \pm 3\%$, para relação $A/M = 0,4$ em comparação ao $A/M = 0,2$ com $83\% \pm 3\%$. Tal fato pode estar vinculado à concentração de oxigênio dissolvido mais elevada em função da concentração de sólidos suspensos mais baixa para relações A/M mais altas.

A condição de sedimentabilidade do lodo foi avaliada por meio da verificação do Índice Volumétrico de Lodo, apresentando boa sedimentabilidade para todas as relações A/M estudadas.

A partir do modelo cinético de Eckenfelder foi possível obter os parâmetros cinéticos aplicados ao processo de lodos ativados em sistema MBR. Os resultados obtidos foram: taxa de remoção de substrato (k) igual a $0,0021 \text{ L/mg dia}$, o que representa uma baixa velocidade de biodegradação do lixiviado de aterro industrial ao ser tratado pelo MBR; consumo de oxigênio (a' e b') igual a $1,44 \text{ kg O}_2/\text{kg DBO}_5$ e $0,14 \text{ kg O}_2 \cdot \text{dia/kg SSV}$, representando a massa de O_2 utilizada para oxidar substrato por kg DBO_5 removido e a massa de O_2 utilizada na fase endógena por kg de SSV no biorreator, respectivamente. Esses valores indicam elevado consumo de energia em função da necessidade de sopradores de ar potentes que venham a fornecer a massa de oxigênio utilizada na biodegradação como também para evitar a incrustação das membranas; e a produção de lodo (a e b) igual a $0,107 \text{ kg SSV produzido por kg DBO}_5 \text{ removido}$ e $0,002 \text{ kg SSV oxidado dia por kg SSV no biorreator}$, respectivamente, o que representa uma baixa produção de lodo, em torno de 11% ao tratar lixiviado de aterro industrial pelo MBR.

Ao longo desta pesquisa também foi possível constatar certas características operacionais do sistema MBR encontradas em bibliografias e artigos já publicados. Entre elas:

- foi possível operar o sistema MBR com elevadas concentrações de sólidos ($> 10000 \text{ mg SSV/L}$) o que possibilitou relações A/M mais

baixas, independentemente do TDH e idade do lodo > 100 dias, devido ao processo de ultrafiltração das membranas, uma vez que o particulado ficou retido no biorreator, gerando um permeado livre de sólidos, sem a necessidade de decantador secundário na configuração do processo. Tal condição propiciou mais tempo para a biodegradação dos compostos presentes no lixiviado, aumentando a eficiência do processo biológico e conferindo ao permeado uma melhor qualidade, bem como, baixa produção de lodo;

- o sistema MBR também apresentou alta concentração de oxigênio dissolvido (> 2,5 mg/L). Parte desta concentração deveu-se pela necessidade de evitar a incrustação das membranas, através da injeção de ar por meio de difusores no interior do biorreator;
- o processo de *stripping* que antecedeu o sistema MBR propiciou alta remoção do nitrogênio amoniacal, que pode estar associada à elevada concentração de oxigênio dissolvido no decorrer do estudo, possibilitando o surgimento de bactérias nitrificantes responsáveis pelo processo de nitrificação;
- a incrustação das membranas mostrou-se parcialmente irreversível e bastante agressiva, tendo acarretado a diminuição do fluxo de permeado em 50% ao longo desta pesquisa, mesmo submetendo as membranas a todos os procedimentos para a recuperação, como: injeção de ar, relaxação e lavagens químicas constantes. Foi verificado que a incrustação das membranas não estava associada à variação da carga orgânica de entrada e sim, possivelmente, a compostos presentes no lixiviado, como exemplo os EPS.

Ao empregar membranas no processo de lodos ativados, não se pode apenas observar os parâmetros de controle exigidos para uma boa manutenção do sistema biológico, mas também observar que a performance das membranas modifica os parâmetros do sistema biológico e vice-versa. A complexidade em se unir o sistema de ultrafiltração realizado pelas membranas ao processo biológico de lodos ativados, é exatamente extrair desta união o que ambos podem agregar ao sistema como um todo, originando um tratamento mais eficiente e com isto, conseguir obter um permeado de melhor qualidade, preservando por mais tempo a vida útil das

membranas.

O MBR mostrou-se uma alternativa viável para o tratamento de lixiviado de aterro industrial ao produzir um permeado que atende aos padrões de lançamento em relação à Resolução CONAMA Nº 357/05 e às exigências segundo a LO expedida pelo IAP para a matéria orgânica, ($\text{DBO}_5 \geq 50 \text{ mg/L}$ e $\text{DQO} \geq 300 \text{ mg/L}$). Fato este que não ocorre na empresa ao tratar o mesmo lixiviado, ao utilizar o sistema de lodos ativados com aeração prolongada, principalmente em relação à matéria orgânica.

Em relação ao reuso do lixiviado de aterro industrial tratado pelo sistema MBR, verificou-se a possibilidade de obter um permeado compatível com as características de reuso exigidos pela Norma NBR Nº 13.969/97, quanto pela USEPA (2004) para reuso indireto para determinados fins, entre eles: lavagem de carros, lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, abastecimento de chafariz público, reuso nas descargas das bacias sanitárias e reuso agrícola.

Entretanto, somente o sistema MBR não propicia um permeado com características mais rígidas de controle, principalmente em relação a sais, cor, ou ainda, baixa DQO e COT. Para alcançar padrões de qualidade mais rígidos, há que se prever um sistema integrado MBR e OR, em que o MBR fica responsável por remover material orgânico biodegradável e nitrificação, e, a OR, remover fisicamente íons inorgânicos e material não biodegradável.

6 RECOMENDAÇÕES

A partir das observações e conclusões do estudo realizado, algumas questões foram levantadas e sugerem recomendações para pesquisas futuras, citadas a seguir:

- estudo comparativo entre o sistema MBR antecedido ou não por sistema de filtros no tratamento de lixiviado de aterro, para correlação com a incrustação das membranas;
- análise do material retido pelas membranas para avaliar os compostos que possivelmente acarretam em incrustações mais severas, tendo como afluente o lixiviado de aterro industrial;
- estudo comparativo entre o lodo gerado pelo sistema MBR e pelo sistema de lodos ativados ao tratar lixiviado de aterro industrial;
- estudo da produção de lodo gerado pelo sistema MBR variando a idade do lodo e a carga orgânica de entrada no tratamento de lixiviado industrial;
- estudo comparativo de custos entre sistema de lodos ativados e sistema MBR para tratamento de lixiviado industrial;
- estudo sobre o reciclo do permeado tratado no próprio sistema MBR para avaliar a qualidade final obtida;
- adoção de unidade piloto MBR que permita a variação da vazão de entrada.

7 REFERÊNCIAS

ABELING, U.; SEYFRIED, C. F. Anaerobic-Aerobic Treatment of High Strength Ammonium Wastewater- Nitrogen Removal via Nitrite. **Water Science and Technology**, v.26, p. 1007-1015, 1992.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969:** Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos – Tratamento e Disposição dos Efluentes de Tanques Séptico. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS.. **NBR 10.004: Resíduos Sólidos - Classificação.** Rio de Janeiro, 2004.

ACHILLI, A.; CATH, T. Y.; MARCHAND, E. A.; CHILDRESS, A. E. The Forward Osmosis Membrane Bioreactor: A Low Fouling Alternative to MBR Processes. **Desalination**, v. 239, p. 10-21, 2009.

ADHAM, S. and P. GAGLIARDO Membrane Bioreactors for Water Repurification – Phase I. **Desalination Research and Development Program Report**, n. 34, Department of Interior, Bureau of Reclamation, United States, 1998.

AHN, W. Y.; KANG, M.S.; YIM, S. K.; CHOI, K. H. Advanced Landfill Leachate Treatment Using an Integrated Membrane Process. **Desalination**, v. 149, p. 109-114, 2002.

ALABOUD, TURKI M and MAGRAM, SALEH F. A Discourse on Feasibility of the Membrane Bioreactor Techonology for Wastewater Reuse in Saudi Arabia. **Research Journal of Environmental Science**, v. 2, p. 445-455, 2008.

ALÉM SOBRINHO, P. **Estudo dos Fatores que Influem no Desempenho do Processo de Lodos Ativados:** Determinação de Parâmetros de Projeto para Esgotos Predominantemente Domésticos. **Revista DAE**, v. 132, p. 49-85, 1983.

ALLEN, A. **Sustainable Landfilling for Developing Countries.** In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 9., Cagliari, 2003.

BARNES, D. and BLISS, P.J. **Biological Control of Nitrogen in Wastewater Treatment.** 1st Edition, E. & F. N. Spon, 327 p. London, 1983.

BIDONE, F.R.A. Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: eliminação e valorização. **ABES**, Rio de Janeiro, p. 240, 2001.

BIDONE, F.R.A.; LLI, J.P.; COTRIM, S.L.S. Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário Através de Filtros Percoladores. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., Foz do Iguaçu, 1997.

BRINDLE, K. and STEPHENSON, T. Detoxification of Industrial Wastewaters in an Extractive Membrane Bioreactor. **Water Science and Technology**, v. 33, p. 1-8, 1996.

CAMPOS, J. C. **Processos Combinados Aplicados ao Tratamento de Água de Produção de Petróleo**. 175 f. Tese (Doutorado COPPE), UFRJ, 2000.

CHANG, I. S. and JUDD, S. J. Air Sparging of a Submerged MBR for Municipal Wastewater Treatment. **Process Biochemistry**, v. 37, p. 915-920, 2002.

CHOI, J. G.; BAE, T. H.; KIM, J. H., The Behavior of Membrane Fouling Initiation on The Crossflow Membrane Bioreactor System. **Journal of Membrane Science**, v. 203, p.103-113, 2002.

CICEK, NAZIM; FRANCO, JUAN P.; SUIDAN, MARKRAM T.; URBAIN, VICENT; MANEM, JACQUES. Characterization and Comparison of a Membrane Bioreactor and a Conventional Activated-Sludge System in the Treatment of Wastewater Containing High-Molecular-Weight Compounds. **Water Environment Research**, v. 71, n. 1, p. 64-70, 1999.

CICEK, N. **Membrane Bioreactors in the Treatment of Wastewater Generated From Agricultural Industries and Activities**. AIC Meeting, CSAE/SCGR Program, n. 2, p. 404, Canadá, 2002.

CICEK, N. **A Review of Membrane Bioreactors and Their Potential Application in the Treatment of Agricultural Wastewater**. Biosystem Engineering, University of Manitoba, Canada, v. 45, p. 37- 49, 2003.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 357**, Ministério do Meio Ambiente, Diário Oficial da União, n. 53, seção I, p. 58-63, Brasília, DF, 2005.

CORNEL, P. and KRAUSE, S. Membrane Bioreactors in Industrial Wastewater Treatment – European Experiences, Examples and Trends. **Water Science and Technology**, IWA Publishing, v. 53, n. 3, p. 37- 44, 2006.

COSTA, B. M. P. **Estudo da Influência da Recirculação de Chorume Cru na Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos**. 147 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

CÔTÉ, P.; BUISSON, H.; PRADERIE, M. Immersed Membranes Activated Sludge Process Applied to the Treatment of Municipal Wastewater. **Water Science and Technology**, v. 38, p. 437-442, 1998.

CÔTÉ, P.; MASINI, M.; MOURATO, D. Comparison of Membrane Options for Water Reuse and Reclamation. **Desalination**, v. 167, p. 1-11, 2004.

CUI, Z. F.; CHANG, S.; FANE, A. G. Review - The Use of Gas Bubbling to Enhance Membrane Processes. **Journal of Membrane Science**, v. 221, p. 1-35, 2003.

DLUGOLECKA, M.; PLAZA, E.; DAHLBERG, A. G. Two years of Experience with Semi-Technical Scale Membrane Bioreactor (MBR). **Vatten**, v. 63, n. 1, p. 69-78, Sweden, 2007.

ECKENFELDER, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. Mc Graw Hill, Singapore, 1989.

ECKENFELDER, W. W. **Industrial Water Pollution Control**. Mc Graw Hill, Singapore, 1970.

ECOLOGIX TECHNOLOGY – Disponível em <<http://www.ecologix.com>>. Acesso em 21 de maio de 2009.

ESSENCIS – SOLUÇÕES AMBIENTAIS – Disponível em < <http://essencis.com.br>>. Acesso em 31 de maio de 2009.

FEEMA - Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Gestão de Resíduos – **Disposição em Aterros Industriais**, IT 1305, Rio de Janeiro, 1994.

FIGUEIRA, F.A. **Avaliação de um Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos**

Sólidos Urbanos e de Chorume, com Ênfase na Fase Metanogênica. 133 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

FLEMMING, H.C.; GRIEBE, T.; SCHAULE, G. Antifouling Strategies in Technical Systems – A Short Review. **Water Science Technology**, v. 34, p. 517– 524, 1996.

FLEMMING, H. C.; SCHAULE, G.; GRIEBE, T.; SCHMITT, J.; TAMACHKIAROWA, A. Biofouling – The Achilles Heel of Membrane Processes. **Desalination**, v. 113. p. 215–225, 1997.

GANDER, M., JEFFERSON, B.; JUDD, S. Aerobic MBRs for Domestic Wastewater Treatment: A Review With Cost Considerations. **Separation and Purification**, v. 18, p. 119-130, 2000.

GERNAEY, K.; VERCHUERE, L.; LUYTEN, L.; VESTRAETE, W. Fast and Sensitive Acute Toxicity Detection With an Enrichment Nitrifying Culture. **Water Environment Research**, v. 69, 1163-1169 p., 1997.

GOTVAJN, A. Z.; TISLER, T.; ZAGORC-KONCAN, J. Comparison of Different Treatment Strategies for Industrial Landfill Leachate. **Journal of Hazardous Material**, v. 162, n. 2-3, p. 1446-1456, 2009.

HABERT, A.C.; BORGES, C.P.; NOBREGA, R. **Processos de Separação com Membranas.** Escola Piloto de Engenharia Química, COPPE/UFRJ – Programa de Engenharia Química, 1997. Disponível em: <www.if.ufrj.br/teaching/elem/e02200.html>. Acesso em 15/11/2010.

HAMADA, J.; CASTILHO FILHO, G.S.; FARIA, S.; CINTRA, F.H. **Aplicabilidade de Processos Físico e Físico-Químico no Tratamento do Chorume de Aterros Sanitários.** In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., Vitória, 2002.

INCE, A.; YILDIZ, F.; ENGIN, G.O.; ENGIN, S. N.; KESKINLER, B. Respirometric Kinetic Parameter Calculations of a Batch Jet Loop Bioreactor Treating Leachate and Oxygen Uptake Rate Estimation by DTM. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, p. 991-998, Turkey, 2007.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT; COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM – CEMPRE. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado.** São Paulo, 370 p., 2000.

JEPPSSON, U. **Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes**. 127 f. Dissertação PhD, (Industrial Electrical Engineering Automation), Lund Institute of Technology, Sweden, 1996.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamentos de Esgotos Domésticos**. ABES, 3ª edição, 1995.

JORDÃO, E. P. **Pesquisa Visando Melhorias Operacionais no Processo de Lodos Ativados**. 183 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1998.

KADER, A. M. A. **A Review of Membrane Bioreactor (MBR) Technology and Their Applications in the Wastewater Treatment Systems**. In: International Water Technology Conference, 17., Egypt, 2007.

KOROS, W.J.; MA, Y.H.; SHIMIDZU, T. Terminology for Membranes and Membrane Processes. **Journal of Membrane Science**. v. 20, p. 149-159, 1996.

LAITINEN, N.; LUONSI, A.; VILEN, J. Landfill Leachate Treatment With Sequencing Batch Reactor and Membrane bioreactor. In: International Congress on Membranes and Membrane Processes, **Desalination**, v. 191, p. 86-91, 2006.

LAWRENCE, P.; ADHAM, S.; BARROT, LISA. Ensuring Water Re-use Projects Succeed – Institutional And Technical Issues for Treated Wastewater Re-use. **Desalination**, v. 152, p. 291-298, 2002.

LO, I. M. C. Characteristics and Treatment of Leachates from Domestic Landfills. **Environment International**, v. 22, n. 4, p. 433-442, 1996.

LONGGENBURG, T. V.; HEROLD, D.; KULLMAN, C. **Membrane Bioreactors (MBR) for Landfill Leachate Treatment**. In: Water Institute of South Africa Conference, 2010.

MANCUSO, P. C. S. e SANTOS, H. F. **Reuso de Água**. Ed. Manole Ltda., São Paulo, 577 p., 2003.

MAVINIC, D.S. Leachate Quality: Effects on Treatability. Proceedings of the International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, CISA, **Sanitary Environmental Engineering Center**, p. 2-4, Italy, 1998.

METCALF and EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 4.ed. rev. New York: McGraw-Hill, 1819 p., 2003.

MIAO HAOMEI; YUE DONGBEI; XU YUDONG; NIE YONGFENG. Separation and Thickening of Humic Substances from MBR Effluent of Leachate by Ultrafiltration. **Enviromental Sanitation Engineering**, v. 3, 2007.

MOTA, S. BASTOS e VON SPERLING, M. Desenvolvimento e Aperfeiçoamento de Tecnologias de Condicionamento e de Reuso de Águas Residuárias, Considerando a Qualidade do Efluente Tratado Necessária Para as Possíveis Utilizações e Para Atender ao Padrão do Enquadramento e aos Múltiplos Usos dos Corpos d'Água. **ABES**, Edital 05, p. 53-58, Rio de Janeiro, 2009.

NG, H. Y. and HERMANOWICZ, S. W. Membrane Bioreactor Operation at Short Solids Retention Times: Performance e Biomass Characteristics. **Water Reaserch**, v. 24, p. 743-750, 2005.

NYSERDA – NEW YORK STATE ENERGY RESEARCH AND DEVELOPMENT AUTHORITY. **Pilot Testing of a Membrane Bioreactor Treatment Plant for Reuse Applications**. Final Report, 52 p., 2008.

OGNIER, S.; WISNIEWSKI, C.; GRASMICK, A. Membrane Bioreactor Fouling in Sub-Critical Filtration Conditions: A Local Critical Flux Concept, **Journal of Membrane Science**, v. 229, p. 171-177, 2004.

OLIVEIRA S. e PASQUAL, A. Avaliação da Água Subterrânea a Jusante do Depósito de Lixos Sólidos Municipais de Botucatu/SP. **Revista Energia na Agricultura da UNESP/FCA**, v. 16, São Paulo, 2002.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE – OMS. **Regulamento Sanitário Internacional**, USA, 1973.

PASSOS, JOSÉ A. L. Tratamento Avançado de Resíduos Sólidos Perigosos: A Experiência da CETREL, **ABES**, Rio de Janeiro, p. 12, 1997.

PAWLOWSKY, U. **Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias**. Material de Apoio, Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, UFPR, 2008.

PERRY, R.H. and GREEN, D.W. **Perry's Chemical Engineers Handbook**.

McGraw-Hill, 1999.

PESSIN, N.; CONTO, S.M.; PANAROTTO, C.T.; BRUSTOLIN, I; VELHO, J.R.; RIZZI, J.C.; FRANZOLOSO, K.C. **Monitoramento do Processo de Digestão Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Dispostos em Duas Células Piloto de Aterramento**. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B; LANGE, L.C; GOMES, L.P PESSIN, N. Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades: monitoramento do processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos dispostos em duas células piloto de aterramento. Rio de Janeiro: ABES, p. 47-54, 2002.

POHLAND, F.G.; HARPER, S. R. Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills. **EPA**. Cincinnati, U.S. **Environmental Protection Agency**, 1986.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment**. Lancaster: Technomic, 339 p., 1994.

QIN, JIAN-JUN; KEKRE, K. A.; TAO, G.; HTUN, M.O.; WAI, M.N.; LEE, T.C.; VISWANATH, B.; SEAH, H. New Option of MBR-RO Process for Production of NEWater From Domestic Sewage. **Journal of Membrane Science**, v. 272, p. 70-77, 2006.

RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da Ozonização e do Reativo de Fenton Como Pré-Tratamento de Chorume Com os Objetivos de Redução da Toxicidade e do Impacto no Processo Biológico**. 90 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SAIKALY, P.; AYOUB, G. M. Ammonia Nitrogen Removal in Step-feed Rotating Biological Contactors. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 150, p. 177-191, 2003.

SCHNEIDER, R.P. e TSUTIYA, M.T. Membranas Filtrantes para o Tratamento de Água, Esgoto e Água de Reuso. **ABES**, 1ª ed., São Paulo, 234 p., 2001.

SILVA, MAURÍCIO K. **Biorreatores com Membranas: Uma Alternativa Para o Tratamento de Efluentes**. 180 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SILVA, S.M.C.P.; FERNANDES, F.; LEONE, G.L. **Possibilidades do Tratamento Físico-Químico para Redução de Carga Orgânica e Precipitação de Metais Pesados do Chorume Produzidos em Aterro Sanitários**. In: SIMPÓSIO LUSO-

BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., Porto Seguro, 2000.

SMITH, S.; JUDD, S.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B. Membrane Hybrid Activated or a New Process. **Membrane Technology**, v. 8, p. 5-8, 2003.

SISSINO, C. L. S.; OLIVEIRA R. M. de. **Resíduos Sólidos Urbanos: Ambiente e Saúde – uma visão multidisciplinar**. Editora FIOCRUZ, Rio de Janeiro, 142 p., 2002.

SISSINO, C. L. S. Disposição em Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Industriais Não Inertes: Avaliação dos Componentes Tóxicos e Implicações Para o Ambiente e Para a Saúde Humana. **Caderno Saúde Pública**, v. 19, p. 369-374, Rio de Janeiro, 2003.

SPANJERS, H., TAKACS, I. e BROUWER, H. Direct parameter extraction from Respirograms for Wastewater and Biomass Characterization. **Water Science & Technology**, v. 39, 4, 137-145 p., 1999.

STEPHENSON, T.; JUDD, S.; BRINDLE, K. **Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment**. IWA Publishing, London, 2000.

STRATHMANN, H. Membrane Separation Processes: Current Relevance and Future Opportunities. **AIChE Journal**, v. 47, n. 5, p. 1077-1087, 2001.

SUMANAWEEERA, S. **Advanced Oxidation Combined with a Membrane Bio-Reactor for Landfill Leachate Treatment**. 146 f. Tese (Doctor of Engineering) - Environmental Engineering and Management School of Environment, Resources and Development Asian Institute of Technology, Thailand, 2004.

THIEL, D.J. **Activated Sludge, WEF Manual of Practice**. n. OM-9, Water Environmental Federation, USA, 2002.

TORCCHETTO, M. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos**, Material de Apoio, Curso de Especialização em Gestão Ambiental, UNIFRA, 2009.

TRUSSELL, R. S.; ADHAM, S.; GAGLIARDO, P.; MERLO, R. WERF: Application of Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment. Proceedings of the Water Environment Federation, **WEFTEC**, v. 26, p. 265-290, CA, 2000.

USEPA. **U.S. Environmental Protection Agency Guidelines of Water Reuse.** Washington, DC, 445 p. 2004.

VAN DIJK, L. and RONCKEN, G. C. G. Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. **Water Science & Technology**, v. 35, p. 35-41, 1997.

VASEL, J. L.; RODRIGUEZ-RUIZ, L.; JUPSIN, H. A **Database for Characterizing Landfills and Leachates**. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 9., Italy, 2003.

VIERO, A. F. **Avaliação do Desempenho de um Biorreator com Membranas Submersas para Tratamento de Efluente**. 2006. 173 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - UFRJ, Rio de Janeiro, 2006.

VISVANATHAN, C.; AIM, R. B.; PARAMESHWARAN, K. Membrane Separation Bioreactors for Wastewater Treatment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 30, p. 1-48, 2000.

VISVANATHAN, C.; TRÄNKLER, JOSEF; GONGMING, ZHOU. **State of the Art Review Landfill Leachate Treatment**. Environmental Engineering and Management School of Environment, Resources and Development Asian Institute of Technology, Thailand, 83 p., 2004.

VISVANATHAN, C.; CHOUDHARY, M. K.; MONTALBO, M. T.; JEGATHEESAN, V. Landfill Leachate Treatment Using Thermophilic Membrane Bioreactor. **Desalination**, v. 204, p. 8-6, 2007.

VLASIC, A. and CUPIC, D. **Applying the MBR Technology in Wastewater Treatment with Reuse of Wastewater on Coastal Areas in Croatia**. In: International Water Technology Conference, 13., IWTC, Hurghada, Egypt, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lodos Ativados**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, vol. 4, 2002.

WANG, LAWRENCE K.; SHAMMAS, NAZIH K.; HUNG, YUNG-TSE. **Advanced Biological Treatment Process – Landfill Treatment by MBR**. Humana Press, New York, USA, 737 p., 2009.

WESTERHOFF, G. P. **Un Update of Research Needs for Water Reuse**. Water Reuse Symposium, 3^o Proceedings, San Diego, California, 1984.

WICHITSATHIAN, B. **Application of Membrane Bioreactor Systems for Landfill Leachate Treatment**. 223 p. Tese (Doctor of Technical Science) - Asian Institute of Technology, Thailand, 2004.

WICHITSATHIAN, B.; SINDHUJA, S.; VISVANATHAN, C.; AHN, K., H. **Landfill Leachate Treatment by Yeast and Bacteria Based Membrane Bioreactors**. Journal of Environmental Science and Health Part A, Toxichazardous Substances Environmental Engineering, v. 39, p. 2391-2404, 2004.

WILKINSON, C. S.; PACOTZKA, J.; WILLIAMS, J.; GRAU, T. G. **MBR Pretreatment of Landfill Leachate for the Removal of Ammonia and Potential Future Removal of Total Dissolved Solids**. In: Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, 83., 2010.

WINTGENS, T.; MELIN, T.; SCHÄFER, A.; KHAN, S.; MUSTON, M.; BIXIO, D.; THOEYE, C. The Role of Membrane Processes in Municipal Wastewater Reclamation and Reuse. **Desalination**, v. 178, p. 1-1, 2005.

WISNIEWSKI, C. AND GRASMICK, A. **Membrane Bioreactor for Treatment of Polluted Effluents: Biological Performance and Advantages**. Med.Fac. Landbouw. Univ. Gent. v. 61, p. 2017-2024, 1996.

XU, S.E.; HASSELBLAD, S. A Simple Biological Method to Estimate the Readily Biodegradable Organic Matter in Wastewater. **Water Research**, v. 30, 4, 1023-1025 p., 1996.

YAMAMOTO, K., HIASA, M., MAHMOOD, T., AND MATSUO, T. Direct Solido-Liquid Separation Using Hollow Fiber Membrane in an Activated Sludge Aeration Tank. **Water Science Technology**, v. 21, p. 43–54, 1989.

YANG, W.; CICEK, N.; ILG, J. State-of-the-art of Membrane Bioreactors: Worldwide Research and Commercial Applications in North America. **Journal of Membrane Science**, v. 270, p. 201–211, 2006.

YIGIT, N. O.; UZAL, N.; KOSEOGLU, H.; HARMAN, I.; YUKSELER H.; YETIS, U. Treatment of a Denim Producing Textile Industry Wastewater Using Pilot-Scale Membrane Bioreactor. **Desalination**, v. 249, p. 143–150, 2009.

YU, K.; WEN, X.; BU, Q. Critical Flux Enhancements with Air Sparging in Axial Hollow Fibers Cross-Flow Microfiltration of Biologically Treated Wastewater. **Journal of Membrane Science**, v. 224, p. 69 -79, 2003.

YU, J. and ZHOU, S. Nitrogen Removal Efficiency on an A2/O Bioreactor, Treating Domestic Sewage Mixed with Landfill Leachate and Fecal Sewage. **Global NEST Journal**, v. 12, n. 2, p 181-189, 2010.

ZHANG, G.; JI, S.; GAO, X.; LIU, Z. Adsorptive Fouling of Extracellular Polymeric Substances With Polimeric Ultrafiltration Membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 309, p. 28-35, 2008.

ANEXOS

Anexo 1

1.1 Parâmetros cinéticos para relação $A/M = 0,1$

TABELA 1A: ENSAIOS DE 01 A 05

Parâmetros	Ensaio 01	Ensaio 02	Ensaio 03	Ensaio 04	Ensaio 05	Média
	6/ago	11/ago	12/ago	13/ago	18/ago	
t (d)	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28
So (mg/L)	309	346	348	312	330	329
Se (mg/L)	48	48	60	45	45	49
SSV (mg/L)	10940	11420	10608	10420	10425	10763
Rr (mg/L d)	244,42	213,86	244,42	305,52	244,42	250,53
(So-Se)/(SSV x t)	0,09	0,09	0,1	0,09	0,1	0,09
Rr/SSV (mg/L)	0,022	0,019	0,023	0,029	0,023	0,023
1/θc	0,009	0,008	0,009	0,009	0,009	0,009
θc (d)	114	119	111	109	109	112
ΔOD (mg/L)	0,008	0,007	0,008	0,01	0,008	0,008
OD (mg/L)	3,03	2,54	2,87	3,1	3,06	2,92
V biorreator (L)	1273	1273	1273	1273	1273	1273
V permeado (L/h)	192	192	192	192	192	192
PTM (kPa)	180	180	200	200	200	192

1.2 Parâmetros de eficiência para relação $A/M = 0,1$

TABELA 1B: ENSAIO 01 - 06/AGO

Parâmetros	Afluente após stripping	Permeado	Eficiência %
pH	8,0	7,3	-
Temperatura (°C)	16,4	17,6	-
N-NH ₃ (mg/L)	271,6	0	100
DBO ₅ (mg/L)	309	48	84
DQO (mg/L)	1012	243	76
Cor aparente (Pt-Co)	2000	300	85
Turbidez (UNT)	181	1,3	> 99
Condutividade (mS/cm)	4,9	5,7	-16
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2490	2791	- 12
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	12	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	421	0	100
COT (mg/L)	310,5	99,0	68
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	4,1	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	17,1	0	100

TABELA 1C: ENSAIO 02 - 11/AGO

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,6	8,5	-
Temperatura (°C)	17,5	18,9	-
N-NH ₃ (mg/L)	328,8	18,9	94
DBO ₅ (mg/L)	346	48	86
DQO (mg/L)	1145	286	75
Cor aparente (Pt-Co)	2000	400	80
Turbidez (UNT)	259	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,3	4,8	9
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2773	2521	9
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	13	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	479	0	100
COT (mg/L)	267,4	93,6	65
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA 1D: ENSAIO 03 - 12/AGO

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,8	8,0	-
Temperatura (°C)	17,3	18,1	-
N-NH ₃ (mg/L)	306	5,6	99
DBO ₅ (mg/L)	348	60	83
DQO (mg/L)	1043	209	80
Cor aparente (Pt-Co)	2500	400	84
Turbidez (UNT)	234	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	11,5	12,3	- 7
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	6270	6572	- 5
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	10	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	516	0	100
COT (mg/L)	273,4	79,3	71
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliforme total (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA 1E: ENSAIO 04 - 13/AGO

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,7	8,1	-
Temperatura (°C)	18,7	19,2	-
N-NH ₃ (mg/L)	241	7	97
DBO ₅ (mg/L)	312	45	86
DQO (mg/L)	950	171	82
Cor aparente (Pt-Co)	2000	200	90
Turbidez (UNT)	146	1,1	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,1	5,7	- 12
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2691	2897	- 7
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	11	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	421	0	100
COT (mg/L)	213,6	57,7	73
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	6,4	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	19,2	0	100

TABELA 1F: Ensaio 05 -18/AGO

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,2	7,3	-
Temperatura (°C)	17,5	18,7	-
N-NH ₃ (mg/L)	322	0	100
DBO ₅ (mg/L)	330	45	86
DQO (mg/L)	960	192	80
Cor aparente (Pt-Co)	1000	400	60
Turbidez (UNT)	153	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,2	5,9	- 13
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2684	2897	- 7
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	12	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	507	0	100
COT (mg/L)	205,7	63,8	69
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

1.3 Parâmetros de controle dos macronutrientes, óleos e graxas do afluente do biorreator para relação $A/M = 0,1$

TABELA 1G: ENSAIOS 01 E 04

Data	Ensaio	Nitrogênio total (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)
06/ago	01	143,1	7,8	1,6
13/ago	04	104,4	8,1	2,7

1.4 Parâmetros dos sólidos decantáveis e sólidos suspensos totais no lodo para $A/M = 0,1$

TABELA 1H: ENSAIOS 01 A 05

Data	Ensaio	SD ₃₀ (ml/L)	SST (mg/L)
06/ago	01	920	17250
11/ago	02	960	18120
12/ago	03	950	17980
13/ago	04	900	17167
18/ago	05	900	17375

Anexo 2

2.1 Parâmetros cinéticos para relação $A/M = 0,15$

TABELA 2A: ENSAIOS 01 A 05

Parâmetros	Ensaio 01	Ensaio 02	Ensaio 03	Ensaio 04	Ensaio 05	Média
	15/set	16/set	17/set	22/set	1/out	
t (d)	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28
So (mg/L)	382	409	393	404	370	392
Se (mg/L)	51	53	52	51	49	51
SSV (mg/L)	9590	9956	9437	9814	9334	9626
Rr (mg/L d)	458,28	305,52	336,07	397,18	305,52	360,51
(So-Se)/(SSV x t)	0,12	0,13	0,13	0,13	0,12	0,13
Rr/SSV (mg/L)	0,050	0,030	0,040	0,040	0,030	0,038
1/θc	0,010	0,010	0,013	0,012	0,013	0,012
θc (d)	100	104	79	82	78	89
ΔOD (mg/L)	0,015	0,010	0,011	0,013	0,010	0,012
OD (mg/L)	4,04	3,18	3,73	3,82	4,19	3,79
V biorreator (L)	1273	1273	1273	1273	1273	1273
V permeado (L/h)	192	192	192	192	192	192
PTM (kPa)	200	220	220	220	240	220

2.2 Parâmetros de eficiência para relação $A/M = 0,15$

TABELA 2B: ENSAIO 01 - 15/SET

Parâmetros	Afluente após stripping	Permeado	Eficiência %
pH	8,3	8,0	-
Temperatura (°C)	19,3	21,2	-
N-NH ₃ (mg/L)	324	5,6	98
DBO ₅ (mg/L)	382	51	87
DQO (mg/L)	1123	214	81
Cor aparente (Pt-Co)	1000	300	70
Turbidez (UNT)	156	1,1	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,0	5,8	- 16
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2397	2732	- 12
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	13	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	416	0	100
COT (mg/L)	304,2	70,3	77
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	3,1	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	12,5	0	100

TABELA 2C: Ensaio 02 - 16/SET

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,6	7,9	-
Temperatura (°C)	17,8	19,3	-
N-NH ₃ (mg/L)	364	2,8	> 99
DBO ₅ (mg/L)	409	53	87
DQO (mg/L)	1243	263	79
Cor aparente (Pt-Co)	2000	400	80
Turbidez (UNT)	268	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,5	7,1	- 29
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2459	2950	- 17
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	14	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	511	0	100
COT (mg/L)	335,3	94,1	72
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA 2D: Ensaio 03 - 17/SET

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,5	8,0	-
Temperatura (°C)	18,9	19,5	-
N-NH ₃ (mg/L)	344	5,6	98
DBO ₅ (mg/L)	393	52	87
DQO (mg/L)	1184	213	82
Cor aparente (Pt-Co)	3000	400	87
Turbidez (UNT)	229	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,2	4,6	11
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2577	2386	7
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	13	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	494	0	100
COT (mg/L)	288,1	72,1	75
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA 2E: Ensaio 04 - 22/SET

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,3	7,7	-
Temperatura (°C)	18,2	19,5	-
N-NH ₃ (mg/L)	340	0	100
DBO ₅ (mg/L)	404	51	87
DQO (mg/L)	1207	251	79
Cor aparente (Pt-Co)	2500	400	84
Turbidez (UNT)	182	1,1	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,2	6,5	- 25
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2412	2870	- 16
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	12	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	421	0	100
COT (mg/L)	323,4	94,7	71
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	2,7	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	12,1	0	100

TABELA 2F: Ensaio 05 - 01/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,5	7,7	-
Temperatura (°C)	18,6	19,6	-
N-NH ₃ (mg/L)	155	0	100
DBO ₅ (mg/L)	370	49	87
DQO (mg/L)	1117	188	83
Cor aparente (Pt-Co)	2000	400	80
Turbidez (UNT)	187	1,3	> 99
Condutividade (mS/cm)	4,9	5,4	- 10
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2408	2575	- 6
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	13	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	479	0	100
COT (mg/L)	297,6	75,6	75
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

2.3 Parâmetros de controle dos macronutrientes, óleos e graxas do afluente do biorreator para relação $A/M = 0,15$

TABELA 2G: ENSAIOS 01 E 04

Data	Ensaio	Nitrogênio total (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)
15/set	01	115,7	7,4	2,8
22/set	04	103,5	5,6	3,1

2.4 Parâmetros dos sólidos decantáveis e sólidos suspensos totais no lodo para $A/M = 0,15$

TABELA 2H: ENSAIOS 01 A 05

Data	Ensaio	SD ₃₀ (ml/L)	SST (mg/L)
15/set	01	900	15467
16/set	02	920	16340
17/set	03	920	15980
22/set	04	910	16274
01/out	05	900	15834

Anexo 3

3.1 Parâmetros cinéticos para relação $A/M = 0,2$

TABELA A3: ENSAIOS 01 A 05

Parâmetros	Ensaio 01	Ensaio 02	Ensaio 03	Ensaio 04	Ensaio 05	Média
	16/out	7/out	8/out	13/out	14/out	
t (d)	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29	0,29
So (mg/L)	419	393	396	393	382	397
Se (mg/L)	63	40	40	47	46	47
SSV (mg/L)	8234	8159	8009	8653	8432	8297
Rr (mg/L d)	519,38	458,28	458,28	488,83	519,38	488,83
(So-Se)/(SSV x t)	0,15	0,13	0,15	0,14	0,14	0,14
Rr/SSV (mg/L)	0,060	0,060	0,060	0,060	0,060	0,060
1/θc	0,015	0,015	0,012	0,014	0,014	0,014
θc (d)	69	68	83	72	70	72
ΔOD (mg/L)	0,017	0,015	0,015	0,016	0,017	0,016
OD (mg/L)	4,2	4,21	4,28	4,12	4,09	4,18
V biorreator (L)	1273	1273	1273	1273	1273	1273
V permeado (L/h)	182	182	182	182	182	182
PTM (kPa)	240	260	260	280	300	268

3.2 Parâmetros de eficiência para relação $A/M = 0,2$

TABELA B3: Ensaio 01 - 06/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,4	7,2	-
Temperatura (°C)	23,2	25	-
N-NH ₃ (mg/L)	322	0	100
DBO ₅ (mg/L)	419	63	85
DQO (mg/L)	1280	218	83
Cor aparente (Pt-Co)	2500	400	84
Turbidez (UNT)	295	1,3	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,6	6,3	- 12
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2880	3116	- 8
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	13	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	415	0	100
COT (mg/L)	364,4	80,2	78
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	4,2	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	15,4	0	100

TABELA C3: Ensaio 02 - 07/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,3	7,7	-
Temperatura (°C)	19,9	20,7	-
N-NH ₃ (mg/L)	294	5,6	98
DBO ₅ (mg/L)	393	40	90
DQO (mg/L)	1070	139	87
Cor aparente (Pt-Co)	2500	500	80
Turbidez (UNT)	314	1,5	> 99
Condutividade (mS/cm)	4,7	5,5	- 17
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2490	2725	- 7
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	10	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	336	0	100
COT (mg/L)	213,5	36,3	83
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA D3: Ensaio 03 - 08/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,2	7,0	-
Temperatura (°C)	19,9	21	-
N-NH ₃ (mg/L)	156,8	5,6	96
DBO ₅ (mg/L)	396	40	90
DQO (mg/L)	1195	191	84
Cor aparente (Pt-Co)	3000	400	87
Turbidez (UNT)	301	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,2	6,1	- 17
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2476	3078	- 11
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	12	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	411	0	100
COT (mg/L)	273,2	57,4	79
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA E3: Ensaio 04 - 13/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,4	7,6	-
Temperatura (°C)	19,7	20,4	-
N-NH ₃ (mg/L)	308	0	100
DBO ₅ (mg/L)	393	47	88
DQO (mg/L)	1180	250	79
Cor aparente (Pt-Co)	3000	500	83
Turbidez (UNT)	323	1,1	> 99
Condutividade (mS/cm)	4,6	5,2	- 13
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2534	2816	- 10
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	12	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	417	0	100
COT (mg/L)	239,2	64,6	73
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	5,1	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	17,3	0	100

TABELA F3: Ensaio 05 - 14/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,5	7,8	-
Temperatura (°C)	20,9	21,5	-
N-NH ₃ (mg/L)	274	2,8	99
DBO ₅ (mg/L)	382	46	88
DQO (mg/L)	1140	150	87
Cor aparente (Pt-Co)	3000	600	80
Turbidez (UNT)	278	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	4,8	5,5	- 15
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2438	2719	- 10
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	11	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	396	0	100
COT (mg/L)	251,4	47,8	81
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliforme totais (NMP/100 ml)	-	-	-

3.3 Parâmetros de controle dos macronutrientes, óleos e graxas do afluente do biorreator para relação $A/M = 0,2$

TABELA G3: ENSAIOS 01 E 04

Data	Ensaio	Nitrogênio total (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)
06/out	01	122,9	7,1	3,1
13/out	04	108,0	4,8	2,2

3.4 Parâmetros dos sólidos decantáveis e sólidos suspensos totais no lodo para $A/M = 0,2$

TABELA H3: ENSAIOS 01 A 05

Data	Ensaio	SD ₃₀ (ml/L)	SST (mg/L)
06/out	01	730	14040
07/out	02	680	13598
08/out	03	690	13574
13/out	04	750	14433
14/out	05	760	14520

Anexo 4

4.1 Parâmetros cinéticos para relação $A/M = 0,3$

TABELA A4: ENSAIOS 01 A 05

Parâmetros	Ensaio 01	Ensaio 02	Ensaio 03	Ensaio 04	Ensaio 05	Média
	19/out	20/out	21/out	22/out	29/out	
t (d)	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34
So (mg/L)	465	490	455	405	471	457
Se (mg/L)	88	82	87	91	94	88
SSV (mg/L)	4936	4920	4800	4504	4865	4805
Rr (mg/L d)	672,14	702,70	672,14	672,14	763,80	696,58
(So-Se)/(SSV x t)	0,22	0,24	0,23	0,21	0,23	0,23
Rr/SSV (mg/L)	0,140	0,140	0,140	0,150	0,160	0,146
1/θc	0,024	0,024	0,025	0,027	0,025	0,025
θc (d)	41	41	40	38	41	40
ΔOD (mg/L)	0,022	0,023	0,022	0,022	0,025	0,023
OD (mg/L)	4,89	5,08	5,12	5,28	5,09	5,09
V biorreator (L)	1273	1273	1273	1273	1273	1273
V permeado (L/h)	154	154	154	154	154	154
PTM (kPa)	300	320	320	320	340	320

4.2 Parâmetros de eficiência para relação $A/M = 0,3$

TABELA B4: Ensaio 01 - 19/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,3	8,0	-
Temperatura (°C)	19,4	21,2	-
N-NH ₃ (mg/L)	280	5,6	98
DBO ₅ (mg/L)	465	88	81
DQO (mg/L)	1210	363	70
Cor aparente (Pt-Co)	2000	450	77
Turbidez (UNT)	301	1,3	> 99
Condutividade (mS/cm)	6,2	5,6	10
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2902	2666	8
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	12	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	402	0	100
COT (mg/L)	315,2	155,6	51
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	3,1	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	12,4	0	100

TABELA C4: Ensaio 02 - 20/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,4	7,6	-
Temperatura (°C)	18,9	20,4	-
N-NH ₃ (mg/L)	252	2,8	99
DBO ₅ (mg/L)	490	82	83
DQO (mg/L)	1180	319	73
Cor aparente (Pt-Co)	3000	450	85
Turbidez (UNT)	297	1,4	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,2	4,7	10
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2867	2580	10
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	12	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	389	0	100
COT (mg/L)	228,3	146,1	36
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA D4:Ensaio 03 - 21/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,3	7,0	-
Temperatura (°C)	19,6	21,3	-
N-NH ₃ (mg/L)	280	0	100
DBO ₅ (mg/L)	455	87	81
DQO (mg/L)	1138	284	75
Cor aparente (Pt-Co)	5000	500	90
Turbidez (UNT)	278	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,8	6,3	- 9
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2846	3053	- 7
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	9	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	378	0	100
COT (mg/L)	213,6	98,1	54
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA E4: Ensaio 04 - 22/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,6	6,8	-
Temperatura (°C)	20,4	21,9	-
N-NH ₃ (mg/L)	370	0	100
DBO ₅ (mg/L)	405	91	78
DQO (mg/L)	1020	265	74
Cor aparente (Pt-Co)	4000	650	84
Turbidez (UNT)	237	1,1	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,1	5,6	- 10
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2459	2656	- 7
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	9	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	324	0	100
COT (mg/L)	197,7	89,3	55
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	4,2	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	17,2	0	100

TABELA F4: Ensaio 05 - 29/OUT

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,7	7,8	-
Temperatura (°C)	19,8	21,5	-
N-NH ₃ (mg/L)	364	2,8	> 99
DBO ₅ (mg/L)	471	94	80
DQO (mg/L)	1134	307	73
Cor aparente (Pt-Co)	3500	550	84
Turbidez (UNT)	265	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,4	5,9	- 9
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2623	2828	- 7
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	10	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	372	0	100
COT (mg/L)	232,5	102,7	56
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

4.3 Parâmetros de controle dos macronutrientes, óleos e graxas do afluente do biorreator para relação $A/M = 0,3$

TABELA G4: ENSAIOS 01 E 04

Data	Ensaio	Nitrogênio total (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)
19/out	01	230,1	8,0	3,6
22/out	04	213,9	6,6	3,2

4.4 Parâmetros dos sólidos decantáveis e sólidos suspensos totais no lodo para $A/M = 0,3$

TABELA H4: ENSAIOS 01 A 05

Data	Ensaio	SD ₃₀ (ml/L)	SST (mg/L)
19/out	01	350	8277
20/out	02	330	7935
21/out	03	320	7870
22/out	04	350	7384
29/out	05	340	7976

Anexo 5

5.1 Parâmetros cinéticos para relação $A/M = 0,4$

TABELA A5: Ensaios de 01 a 05

Parâmetros	Ensaio 01	Ensaio 02	Ensaio 03	Ensaio 04	Ensaio 05	Média
	8/dez	9/dez	10/dez	15/dez	16/dez	
t (d)	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53
So (mg/L)	477	424	523	520	524	494
Se (mg/L)	119	118	146	137	129	130
SSV (mg/L)	2388	2113	2333	2428	2586	2370
Rr (mg/L d)	733,25	733,25	702,70	763,80	733,25	733,25
(So-Se)/(SSV x t)	0,28	0,27	0,30	0,30	0,29	0,29
Rr/SSV (mg/L)	0,310	0,350	0,300	0,310	0,280	0,310
1/θc	0,050	0,057	0,051	0,049	0,046	0,051
θc (d)	20	18	19	20	22	20
ΔOD (mg/L)	0,024	0,024	0,023	0,025	0,024	0,024
OD (mg/L)	5,20	5,45	5,23	5,11	5,07	5,21
V biorreator (L)	1273	1273	1273	1273	1273	1273
V permeado (L/h)	154	154	154	154	154	154
PTM (kPa)	320	320	330	320	330	324

5.2 Parâmetros de eficiência para relação $A/M = 0,4$

TABELA B5: Ensaio 01 - 08/DEZ

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,2	7,2	-
Temperatura (°C)	20,1	21,9	-
N-NH ₃ (mg/L)	255	2,8	99
DBO ₅ (mg/L)	477	119	75
DQO (mg/L)	1145	378	67
Cor aparente (Pt-Co)	3000	400	87
Turbidez (UNT)	317	1,7	> 99
Condutividade (mS/cm)	7,6	8,2	-8
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	4090	4418	-7
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	13	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	327	0	100
COT (mg/L)	253	139,6	45
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	4,5	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	13,1	0	100

TABELA C5: Ensaio 02 - 09/DEZ

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,1	6,9	-
Temperatura (°C)	19,2	20,5	-
N-NH ₃ (mg/L)	274	0	100
DBO ₅ (mg/L)	424	118	72
DQO (mg/L)	1060	371	65
Cor aparente (Pt-Co)	4500	500	89
Turbidez (UNT)	320	1,8	> 99
Condutividade (mS/cm)	5,7	6,3	-10
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	2951	3278	-10
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	12	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	315	0	100
COT (mg/L)	232,28	141,70	39
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA D5: Ensaio 03 - 10/DEZ

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,2	7,1	-
Temperatura (°C)	19,9	20,7	-
N-NH ₃ (mg/L)	280	2,8	99
DBO ₅ (mg/L)	523	146	72
DQO (mg/L)	1154	403	65
Cor aparente (Pt-Co)	4000	350	91
Turbidez (UNT)	312	1,5	> 99
Condutividade (mS/cm)	7,0	6,6	6
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	3836	3531	8
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	10	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	328	0	100
COT (mg/L)	276,5	169,0	39
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliforme totais (NMP/100 ml)	-	-	-

TABELA E5: Ensaio 04 - 15/DEZ

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,5	6,8	-
Temperatura (°C)	20,6	21,8	-
N-NH ₃ (mg/L)	308	0	100
DBO ₅ (mg/L)	520	137	74
DQO (mg/L)	1196	431	64
Cor aparente (Pt-Co)	4000	400	90
Turbidez (UNT)	309	1,2	> 99
Condutividade (mS/cm)	6,5	7,2	-11
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	3564	3958	-10
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	9	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	315	0	100
COT (mg/L)	312,7	200,1	36
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	5,2	0	100
Coliformes totais (NMP/100 ml)	18,4	0	100

TABELA F5: Ensaio 05 -16/DEZ

Parâmetros	Afluente após <i>stripping</i>	Permeado	Eficiência %
pH	8,4	7,3	-
Temperatura (°C)	19,8	21,3	-
N-NH ₃ (mg/L)	336	2,8	>99
DBO ₅ (mg/L)	524	129	75
DQO (mg/L)	1206	415	69
Cor aparente (Pt-Co)	3500	400	89
Turbidez (UNT)	312	1,1	> 99
Condutividade (mS/cm)	7,4	6,8	8
Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	4088	3749	8
Sólidos sedimentáveis (mg/L)	10	0	100
Sólidos suspensos totais (mg/L)	312	0	100
COT (mg/L)	321,2	183,1	43
Coliformes termotolerantes (NMP/100 ml)	-	-	-
Coliformes totais (NMP/100 ml)	-	-	-

5.3 Parâmetros de controle dos macronutrientes, óleos e graxas do afluente do biorreator para relação $A/M = 0,3$

TABELA G5: ENSAIOS 01 E 04

Data	Ensaio	Nitrogênio total (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Óleos e graxas (mg/L)
08/dez	01	221,8	7,3	3,7
15/dez	04	265,2	5,3	3,4

5.4 Parâmetros dos sólidos decantáveis e sólidos suspensos totais no lodo para $A/M = 0,3$

TABELA H5: ENSAIOS 01 A 05

Data	Ensaio	SD ₃₀ (ml/L)	SST (mg/L)
08/dez	01	150	4210
09/dez	02	130	3920
10/dez	03	130	4113
15/dez	04	150	4260
16/dez	05	150	4309